



Vurdering af økologisk og kemisk påvirkning fra forskellige stressfaktorer på oplandsskala

Source Identification And Impact Of Multiple Stressors On Surface Water Quality At The Catchment-Scale

McKnight, Ursula S.; Bjerg, Poul Løgstrup; Thomsen, Nanna Isbak; Loinaz, Maria Christina; Olsson, Mikael Emil; Binning, Philip John; Rasmussen, Jes J.; Kronvang, Brian

Published in:
Vintermøde om Jord- og Grundvandsforurening

Publication date:
2011

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
McKnight, U. S., Bjerg, P. L., Thomsen, N. I., Loinaz, M. C., Olsson, M. E., Binning, P. J., Rasmussen, J. J., & Kronvang, B. (2011). Vurdering af økologisk og kemisk påvirkning fra forskellige stressfaktorer på oplandsskala: Source Identification And Impact Of Multiple Stressors On Surface Water Quality At The Catchment-Scale. In *Vintermøde om Jord- og Grundvandsforurening: Bind I* (pp. 19-26). ATV Jord og Grundvand.

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

VINTERMØDE OM JORD- OG GRUNDVANDSFORURENING

BIND I

Spør 1, spør 2 og posterindlæg

Vingstedcentret
8. - 9. marts 2011



Sekretariatsleder Lisbeth Verner
ATV-Fonden for Jord og Grundvand
Bygning 115 - Bygningstorvet - DTU
2800 Kgs. Lyngby
Telefon 45 25 21 77
E-mail: atvlv@env.dtu.dk
www.atv-jord-grundvand.dk
www.jord-grundvand.dk

Foto: Vinterlandskab fra Kædemosen, Tisvilde Hegn
Fotograf: Lone Wessel Westli, Rødgaard grafisk produktion
Tryk: Rødgaard grafisk produktion

ATV JORD OG GRUNDVAND

Velkommen til Vintermøde 2011

Tak for de mange forslag til indlæg på Vintermødet 2011! Vi er glade for at kunne præsentere et spændende og indholdsrigt program, som både giver mulighed for at fordybe sig i præcis det faglige spor eller den fagsession, der interesserer en allermest, og at "mixe" sin egen blanding af indlæg.

Programmet byder – udover de 5 fagspor – også på 2 fælles sessioner: Tirsdag formiddag vil Martin Lidegaard, formand for Danmarks Grønne Tænk tank CONCIT, indlede vintermødet med en helhedsorientering om vandplanlægning og klimatilpasning, og onsdag formiddag kan du opleve Dr. Mark Whiteman fra Environment Agency i England give en vurdering af grundvandsafhængige økosystemer til Vandrammedirektivet og erfaringer fra Storbritanien.

Bestyrelsen for ATV Jord og Grundvand arbejder til stadighed for at kunne tilbyde møder om højaktuelle emner og med mødeformer, som understøtter den bedste formidlingsform for det konkrete emne. Vi vil gerne opfordre alle til at slå et slag forbi ATV Jord og Grundvands stand i foyeren og bidrage med ideer til mødetemaer, mødeformer mv. Det inspirerer os til at udvikle vores mødetilbud i takt med behovet hos de danske aktører på miljøområdet.

Arrangementsgruppen for vintermødet har også denne gang modtaget mange flere forslag til indlæg, end der er plads til i programmet. Vi er meget glade for den store interesse, der er med til at sikre et indholdsrigt, aktuelt og spændende vintermøde. Så der skal lyde en stærk opfordring til også at indsende forslag til næste års møde, selvom man måske ikke fik sit indlæg optaget i år. De indlæg, som ikke udvælges til præsentation på Vingsted, bliver inddraget i planlægningen af de øvrige møder, som ATV Jord og Grundvand afholder i løbet af året.

Som supplement til de mundtlige indlæg er der traditionen tro i foyeren en posterudstilling med nye forskningsresultater, metoder og afværgeteknikker mv. De ph.d.- og speciale-studerende vil kort introducere deres projekter tirsdag eftermiddag.

Alle interesserede kan løbende finde informationer om vores mødeaktiviteter på hjemmesiden www.atv-jord-grundvand.dk. Her kan man også tilmelde sig vores elektroniske nyhedsbrev.

Faglig tilrettelæggelse – fra bestyrelsen:

Chefkonsulent, cand.scient. Astrid Zeuthen Jeppesen, ALECTIA A/S (næstformand)

Lektor Philip J. Binning, DTU Miljø

Civilingeniør Mette Christophersen, Region Syddanmark

Civilingeniør Per Grønvald, Aalborg Forsyning, Vand AS

Civilingeniør, ph.d. Nina Tuxen, Orbicon A/S

Gruppeleder, cand.techn.soc. Birgit Sønderskov Weber, Nyborg Kommune

Direktør Tom Heron, NIRAS (formand)

Sekretariatsleder Lisbeth Verner, ATV Jord og Grundvand

	Side
Indholdsfortegnelse	
Spor 1	
VANDRAMMEDIREKTIV	
EFFEKT AF FORSKELLIGE TILTAG TIL ØGNING AF VANDFØRING I VANDLØB Civilingeniør Anders Korsgaard NIRAS A/S	1 - 12
VANDINDVINDING PÅ SJÆLLAND – ER DER VAND NOK TIL BÅDE BEFOLKNINGEN OG NATUREN Planlægger Henrik Nielsen	13 - 18
VURDERING AF ØKOLOGISK OG KEMISK PÅVIRKNING FRA FORSKELLIGE STRESSFAKTORER PÅ OPLANDSSKALA - SOURCE IDENTIFICATION AND IMPACT OF MULTIPLE STRESSORS ON SURFACE WATER QUALITY AT THE CATCHMENT-SCALE Post doc Ursula S. McKnight Professor Poul L. Bjerg Ph.d. studerende Nanna Isbak Thomsen Ph.d. studerende Maria Loinaz Cand.scient. Mikael Emil Olsson Lektor Philip J. Binning DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet Ph.d. studerende Jes J. Rasmussen Professor Brian Kronvang Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet	19 - 26
FRA KORTLÆGNING TIL INDSATSPLANER	
INDSATSPLANLÆGNING – FØRSTE SKRIDT Projektchef Hanne Birch Madsen Rambøll Geolog Frank Rytter Ikast Brande Kommune	27 - 36
INDSATSPLANER – HVAD SKAL DER TIL? Hydrogeolog Allan Pratt Center for Teknik og Miljø, Helsingør Kommune	37 - 40
PRIORITERING AF INDSATSER – FRA KORTLÆGNING TIL PRAKTISK INDSATSPLANLÆGNING I FORHOLD TIL NITRATUDVASKNING Chefkonsulent, hydrogeolog, ph.d. Ulla Lyngs Ladekarl Senior konsulent, hydrogeolog, ph.d. Thomas Wernberg Chefkonsulent, agronom Christian Thirup ALECTIA A/S	41 - 52

Side

GRUNDVANDET OM 10 ÅR

NITRAT I DANSK GRUNDVAND 53 - 62

GENNEM DE SIDSTE 60 ÅR

Seniorforsker Birgitte Hansen

Seniorrådgiver Lærke Thorling

Afdeling for Grundvands- og Kvartærgeologisk Kortlægning, GEUS

Forskningsleder, Tommy Dalgaard

Integrerede Geografiske og Sociale Studier

Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Aarhus Universitet

Lektor Mogens Erlandsen

Afdeling for Biostatistik, Institut for Folkesundhed, Aarhus Universitet

HVOR SKAL VI HENTE DET RENE VAND OM 10 ÅR? 63 - 74

Pesticider som eksempel

Hydrogeolog, ph.d. Peter R. Jørgensen

PJ-bluetech

Geolog Jesper Bruhn Nielsen

Hydrogeolog Jan Kürstein

NIRAS A/S

Seniorforsker Niels Henrik Spliid

Århus Universitet

SÅRBARHED – HVAD ER DET? 75 - 84

Team- og ekspertisechef, ph.d., civilingeniør Jacob Birk Jensen

Naturgeograf Signe Krogh

NIRAS A/S

Spor 2

TERMISK RESSOURCE

GRUNDVANDSKØLE- OG VARMEANLÆG (ATES) 85 - 96

STATUS OG ERFARINGER

Civilingeniør, ph.d. Stig Niemi Sørensen

Enopsol ApS

VARMELAGRING I JORDEN 97 - 108

Cand.scient. Morten Kjærgaard

Civilingeniør Jan Dannemand Andersen

GEO, Aarhus

GRUNDVANDSKØLING I SVÆRVÆGTSKLASSEN I DR-BYEN 109 - 118

Projektleder Troels Jacob Lund

COWI A/S

MODEL

GEOKEMISK MODEL FOR UDVIKLING AF VANDKEMI OVER TID
PÅ HOLMEHAVE OG BORREBY KILDEPLADSER 119 - 128

Ph.d. Henrik Aktor
AKTOR innovation ApS
Projektleder Troels Kærgaard Bjerre
Hydrogeolog Johan Linderberg
VandCenterSyd A/S

HYDRONET – EN NY MODEL OG ET NYT MODELKONCEPT TIL
BESTEMELSE AF UDVEKSLING MELLEM GRUNDVAND OG
OVERFLADEVAND 129 - 138

Civilingeniør, ph.d. Jan Gregersen
Civilingeniør, ph.d. Jacob Gudbjerg
HydroInform

HVORDAN FÅR VI MEST MULIGT UD AF SKYTEM DATA?
EN SAMMENLIGNING AF INVERSIONSRESULTATER MED
LCI, SCI OG SMCI FRA RINGSTED-SUSÅ INDSATSOMRÅDE 139 - 152

Seniorspecialist Ole Frits Nielsen
COWI A/S
Projektleder Jens Christian Storgaard
Naturstyrelsen Roskilde

ARTIKEL – KEYNOTE SPEAKER

**GROUNDWATER – SURFACE WATER INTER ACTION,
WATER FRAME DIRECTIVE**

Dr. Mark Whiteman, Technical Adviser, Environment Agency, England 153 - 164

POSTERINDLÆG AF UDVALGTE SPECIALE- OG PH.D. PROJEKTER

SAMMENSTILLING OG KORRELATION AF BEGRAVEDE
TUNNELDALE I JYLLAND OG I NORDSØEN 165 - 176

Geolog Theis Raaschou Andersen
Lektor Steen Christensen
Geologisk Institut, Århus Universitet
Seniorforsker Flemming Jørgensen
De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland

KAN DEN AEROBE SEDIMENT-VAND GRÆNSEFLADE HINDRE
FOSFORFRIGIVELSE I REETABLEREDE VÅDOMRÅDER? 177 - 184

Ph.d. studerende Ditte M. Forsmann
Seniorforsker Charlotte Kjærgaard
Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Aarhus Universitet

	Side
FORUDSÆTNINGER FOR NATURLIG NEDBRYDNING AF OLIESTOFFER I DEN UMÆTTEDE ZONE UNDER TYPISKE DANSKE FORHOLD Ph.d. Andreas Houlberg Kristensen Udviklingsleder, ph.d. Per Løll DMR A/S Chefkonsulent Mads G. Møller Afdelingsleder Lars Mortensen Rambøll Danmark A/S Lektor emeritus Kaj Henriksen	185 - 194
BINDING AF KOBBER I EN FORURENET GRUND VED HYGUM BELYST MED SYNKROTRONGENERERET RØNTGENABSORPTIONSSPEKTROSKOPI Ph.d. studerende Margrethe Thorup Nielsen Lektor Søren Munch Kristiansen Geologisk Institut, Aarhus Universitet Seniorforsker Janeck J. Scott-Fordsmand Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet	195- 202
FRA PORELUFT TIL INDEKLIMA MED RADON SOM SPORGAS Diplomingeniør Katrine Oest Lektor, geolog Inga Sørensen VIA University College Horsens Diplomingeniør Jesper Bruun Petersen NIRAS A/S Professor Per Møldrup Sektion for Miljøteknologi, Aalborg Universitet	203 - 212

EFFEKT AF FORSKELLIGE TILTAG TIL ØGNING AF VANDFØRING I VANDLØB

Civilingeniør Anders Korsgaard
NIRAS A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

I forbindelse med udarbejdning og implementeringen af vandplanerne, vil der blive behov for at foretage en omlægning af vandindvindingen, måske især på Østsjælland, hvor vandbehovet og dermed påvirkning af vandløbene er størst.

I denne artikel diskuteres en række tænkte eksempler på hvorledes denne omlægning kan gennemføres og med hvilken effekt. Eksemplerne er tænkt som inspiration og er ikke gennemarbejdede eller optimeret. Typisk vil de optimale løsninger til at imødekomme vandplanernes krav ligge i en kombination af flere løsninger.

Der vil være fokus på effekten på grundvandsspejl og vandføring i vandløb.

BAGGRUND

Vandplanerne er i øjeblikket i høring og skal implementeres i løbet af de næste seks år. De endelige vandplaner, og dermed også kravene til bl.a. vandføringerne i de enkelte vandløbssystemer og delstrækninger, er sendt i høring med svarfrist midt i april 2011. Herefter er det op til kommunerne at stå for implementering og dokumentation.

For Sjælland forventes der at bliver stillet krav om at vandføringen i vandløbene skal øges. Da den reducerede vandføring ofte er forårsaget af vandindvinding, er det nærliggende at pålægge vandforsyningen at drosle indvinding af grundvand. Alene er dette imidlertid ikke en holdbar løsning, hvis vi fortsat vil basere vores drikkevandsforsyning på grundvand.

Der vil derfor være et generelt behov for at anvise alternative løsninger og oppumpningsmuligheder.

FORMÅL

Formålet med indlægget er at vise en række mulige alternativer til indvinding i ådale og andre vandløbsnære områder, hvor indvindingen påvirker vandføringen. Gennemgangen giver en række eksempler på hvordan indvinding kan omlægges eller flyttes og hvor stor effekten af de enkelte tiltag er/kan være.

INDLEDNING

Med udgangspunkt i modelberegninger vises eksempler på hvordan indvinding kan omlægges og hvilken effekt det har på grundvandsmagasin og vandløbsafstrømning.

Der vises eksempler på effekter af

- Lukning / drosling / flytning af kildepladser
- Etablering af "sømerkildepladser"
- Lokal udpumpning af grundvand
- Kyst- og sø-nær indvinding

GENERELT OM DE ANVENDTE MODELLER

De anvendte modeller er opstillet for sjællandske kommuner bl.a. med henblik på at give kommunerne et værktøj til at håndtere og administrere vandressourcen. Modellerne giver kommunerne et troværdigt værktøj i den daglige sagsbehandling, men giver også et samlet overblik, der ikke umiddelbart er arvet efter Amterne.

Modellerne er opstillet og kalibreret stationært, det vil sige, at der ikke tages højde for variationer over året i nedbør, fordampning eller indvinding.

Modellerne har typisk en horisontal diskretisering på 100x100 m. De numeriske laggrænser følger NOVANA-modellens geologiske lag og er baseret på samme eller flere data. Modellerne er således bygget op med kalken som det primære magasin og herover typisk 2 eller 3 sandlag mere eller mindre adskilt af sekvenser af lavpermeabel ler.

Vandløb og vådområder er i modellen implementeret på simpel vis som dræn. Metoden er robust og er velegnet til at beskrive det overordnede grundvandstilskud til vandløbene. Metoden kan ikke give detaljerede beskrivelser af variationer i vandføringen over året, men kan give et rimeligt estimat på i hvilken grad ændringer i grundvandsspejlet påvirker vandføringen i vandløbene. Med den valgte metode kan ikke simuleres egentligt tab af vand fra vandløb / vådområder til grundvandszonen. Modellerne kan imidlertid relativt simpelt opgraderes, så dette er muligt ved at anvende det indbyggede "stream routing modul".

Søer og kyster er i modellen typisk tillagt et fastholdt trykniveau i de øverste lag. Også denne metode er beregningsmæssigt robust og afspejler generelt de faktiske forhold acceptabelt. Metoden giver mulighed for at bestemme vandudvekslingen mellem søer / kyster og grundvandszone.

Modellerne er kalibreret mod pejlinger fra modelområdet og de opfylder alle sammen kravene til Hi-Fi modeller jf. GEUS ståbi.

Det er vigtigt at pointere, at modellerne er værktøjer og at resultaterne skal vurderes nøje i forhold til "hydrogeologisk sund fornuft". Modellerne er nemlig ikke bedre end de data, de er bygget på, og det er ikke altid datatætheden er lige stor.

I tilfælde, hvor der ønskes beregninger af periodevise oppumpninger (f.eks. "sømerkildepladser"), anbefales det, at de udføres dynamisk eller semidynamisk, da "trægheden" i systemet kan have en stor betydning for resultatet.

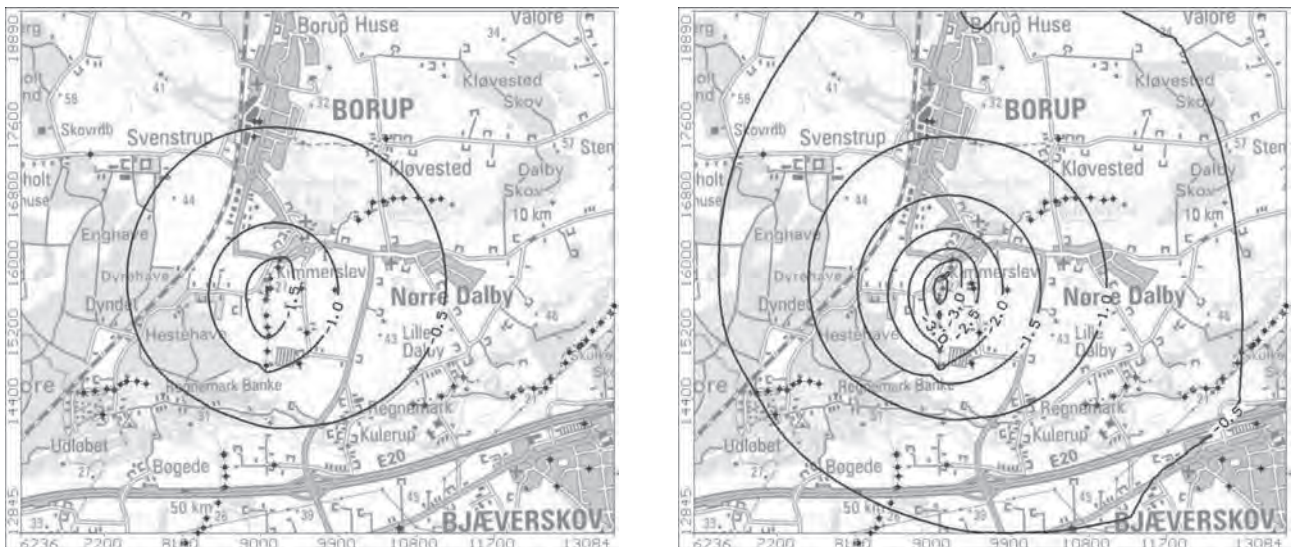
LUKNING / DROSLING AF KILDEPLADS (KIMMERSLEV KP)

Det er oplagt, at lukning eller drosling af en kildeplads placeret nær ved et vandløb kan øge grundvandstilskuddet til vandløbet. Det er imidlertid ikke alle steder, at effekten er lige stor.

Påvirkningsgraden afspejler, hvor stor en del af oppumpningen der "tages fra vandløbet". En påvirkningsgrad på 20 % betyder, at en ændring i oppumpningen på 500.000 m³/år giver en ændring i grundvandstilskuddet til vandløbet på 100.000 m³/år (svarende til ca. 3,2 l/s). Det er her vigtigt at bemærke, at de hydrogeologiske forhold kan betyde, at det kan tage flere år før effekten af en omlægning slår igennem.

I nedenstående eksempel er der foretaget en modelberegning af, hvorledes drosling / lukning af en kildeplads ved Køge, der indvinder ca. 1 mill. m³/år, påvirker vandføringen i den vandløbsstrækning, den ligger langs.

Figur 1 viser den simulerede vandspejlsstigning ved henholdsvis halvering af indvindingen og slukning.



Figur 1 Simuleret vandspejlsstigning i primært magasin ved henholdsvis 50% (tv) og 100% (th) reduktion af indvindingen.

Af figurene ses som forventet en tydelig forskel i sænkingsudbredelsen. Vandbalancerne fra de to modelkørsler viser, at 50%-reduktionen giver anledning til et øget grundvandstilskud på ca. 8 l/s og lukningen giver anledning til et øget grundvandstilskud på ca. 16 l/s. Dette svarer til, at indvindingen har en påvirkningsgrad på ca. 50 % på vandløbet .

UDPUMPNING AF GRUNDVAND (HOVE Å, TAASTRUP)

Udpumpning af grundvand som middel til at opretholde en minimumvandføring i åer og vandløb er (jf. vandplanerne) et af statens foretrukne tiltag til at opretholde god tilstand i vandløbene.

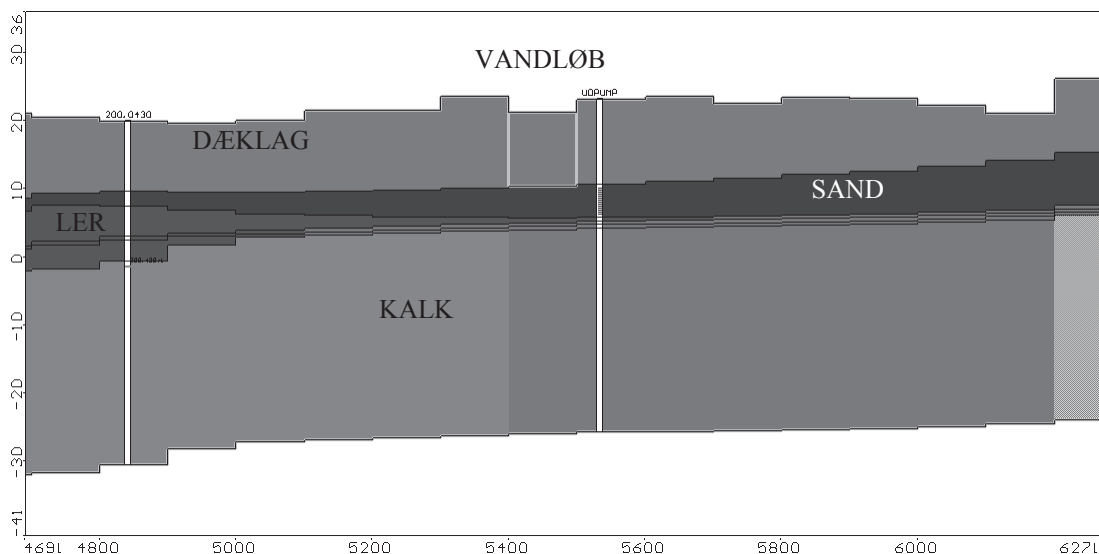
De lokale strømningsforhold er imidlertid af stor betydning for hvor effektiv udpumpningen er som middel til at øge vandføringen. Det er vigtigt, at overveje hvorledes oppumpningen i sig selv påvirker vandføringen, påvirkningsgrader på op til 50% er ikke ualmindelige. Oppumpningen kan desuden give påvirkning af:

- Andre lokale vådområder
- Anden lokal indvinding
- Spredning af eventuel vandforurening

Det er ligeledes vigtigt at forholde sig til kvaliteten af det vand, der pumpes op. Det kan eksempelvis have en kemisk sammensætning, der ikke er optimal i forhold til vandløbet.

Nedenstående eksempel viser hvorledes en oppumpning (med henblik på udpumpning) påvirker vandbalancen i et område i Høje Taastrup Kommune. Beregningerne er udført med en grundvandsmodel opstillet for kommunen.

Eksemplet tager udgangspunkt i det fiktive tilfælde, at der om sommeren mangler vand i den øvre del af Hove å. Der ønskes en tilledning til vandløbet på 3 l/s svarende til ca. 100.000 m³/år. Oppumpningen skal ske tæt ved åen for at minimere transportvejen. Med opstillingen er der foretaget 2 scenarieberegninger; én hvor der pumpes fra kalken, og én hvor der pumpes fra det terrænnære sandmagasin. Figur 2 viser et snit gennem modellen. Af udsnittet fremgår det, at det sekundære sandmagasin er delvist adskilt fra det primære magasin af et "tyndt" lerlag. Tilstedeværelsen af dette lerlag kan have stor betydning for sænkingsudbredelsen.



Figur 2 Snit gennem modellen

Beregningerne viser at oppumpningen fra kalken kun har en lille påvirkningsgrad på 10-15%. Hertil kommer at sænkingsudbredelsen i kalken og sandlaget er meget begrænset. Den lille påvirkningsgrad gør at effektiviteten af udpumpning er fornuftig under forudsætning af, at der ikke er andre områder der påvirkes samt at vandkvaliteten i det oppumpede vand passer til formålet.

Oppumpning fra sandlaget viser derimod at der lokalt begynder at blive trukket vand ud af vandløbet. Da modellen som tidligere nævnt ikke inkluderer stream-routing, er det ikke muligt at vurdere størrelsen af udstrømningen, men det vil næppe være hensigtsmæssigt ligefrem at generere en udstrømning fra åen for delvist at kunne pumpe vandet tilbage igen. Da der næppe er behov for udpumpning hele året, kunne der være en fordel i at gennemføre disse beregninger dynamisk. Dynamiske beregninger er imidlertid mere omfattende og tidskrævende. Eksempel på dynamiske beregninger gives nedenfor.

INDVINDING LANGS SØ (ARRESØ, HILLERØD)

Med udgangspunkt i en grundvandsmodel opstillet for Hillerød kommune, er der lavet en beregning af effekten ved at flytte en kildeplads i en å-dal til søbredden langs Arresø. Det skal nævnes, at der ikke umiddelbart er planer om denne flytning, og ej heller er der problemer med vandføringen i Havelse å. Der er ligeledes heller ikke taget stilling til forhold omkring vandkvalitet, vandbehandling på vandværk eller oversvømmelsesrisici ved øget vandføring i åen. Eksemplet er en teoretisk illustration af konsekvensvurderinger ved flytning af en kildeplads.

Ideen med denne flytning er at tage vandet før det strømmer til Arresø i stedet for at tage vandet fra å-dalen og dermed påvirke vandføringen i Havelse å. Det forudsættes således, at Arresø kan bære denne reduktion i grundvandstilskuddet. Der indvindes ca. 2,4 mill. m³/år fra Strø kildeplads. Når den lukkes, stiger vandspejlet. Grundvandsdannelsen i området reduceres og afstrømningen til Havelse å øges. Udstrømningen over modelranden til Roskilde Fjord og til Arresø stiger.

Figur 3 viser den simulerede vandspejlsænkning i det primære magasin når indvindingen fra Strø kildeplads indstilles og "Arresø kildeplads" startes (negative tal er en stigning).



Figur 3 Simuleret vandspejlsændring ved lukning af Strø kildeplads og etablering af ny "Arresø kildeplads". Blå linie er kommunegrænse og turkise linier er vandløb (Hillerød-modellen)

Når Arresø kildeplads etableres, falder vandspejlet i dette område langs søen. Det medfører at grundvandsdannelsen øges. Vandspejlssænkningen vist på figur 3 er imidlertid betydeligt mindre end den stigning der ses når den Strø kildeplads lukker. Det skyldes, at Arresø virker som en positiv rand med mere eller mindre konstant trykniveau. Udstrømningen over modelranden til Roskilde Fjord påvirkes kun i begrænset omfang ved etableringen af "Arresø kildeplads".

Af modellens vandbalance fremgår det, at flytningen af kildepladsen medfører at det samlede grundvandstilskud til Arresø reduceres med 1,7 mill. m³/år, svarende til 35-40 %. Det dækker både over en reduceret indstrømning til søen og en lokal kildepladsnær udstrømning fra søen.

Grundvandstilstrømningen i de nærliggende vandløb øges samlet med ca. 0,2 mill. m³/år svarende til ca. 6 l/s eller 10-15 %. Den overvejende øgede udstrømning sker i Havelse å, omkring den gamle Strø kildeplads. Strømningen over modelranden til Roskilde fjord øges med ca. 0,5 mill. m³/år.

Når grundvandspejlet stiger, reduceres den nedadrettede gradient, hvilket igen betyder, at grundvandsdannelsen reduceres. I dette tilfælde reduceres den med ca. 1 mill. m³/år.

Vandføringen i Havelse å er ikke kritisk, hvilket bl.a. hænger sammen med, at påvirkningsgraden er begrænset. Fordelene ved flytningen af denne kildeplads er derfor næppe de udgifter værd, der er forbundet med flytning af kildepladsen.

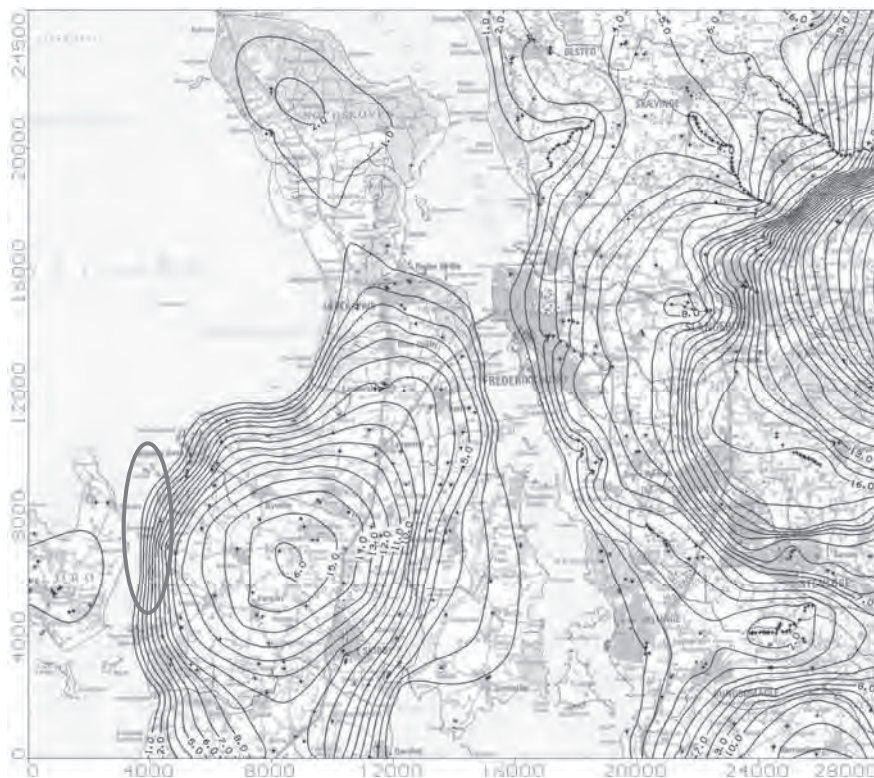
Men effekten er tydelig, ved at flytte kildepladsen fra å-dalen til søbredden reduceres sænkingsudbredelsen betragteligt, og det kan være af betydning andre steder og i andre situationer.

INDVINDING LANGS KYST (ISEFJORD, FREDERIKSSUND)

Ovenstående eksempel viste effekten af at flytte en kildeplads fra en ådal til en søbred. I dette eksempel, der er hentet fra en model opstillet for Frederikssund Kommune, er der foretaget en beregning af effekten ved at etablere en helt ny kildeplads på Hornsherred langs kysten til Isefjord. Netop dette område er valgt, da der ses en meget stejl gradient ud mod fjorden. Figur 4 viser området og potentialeforholdene i området.

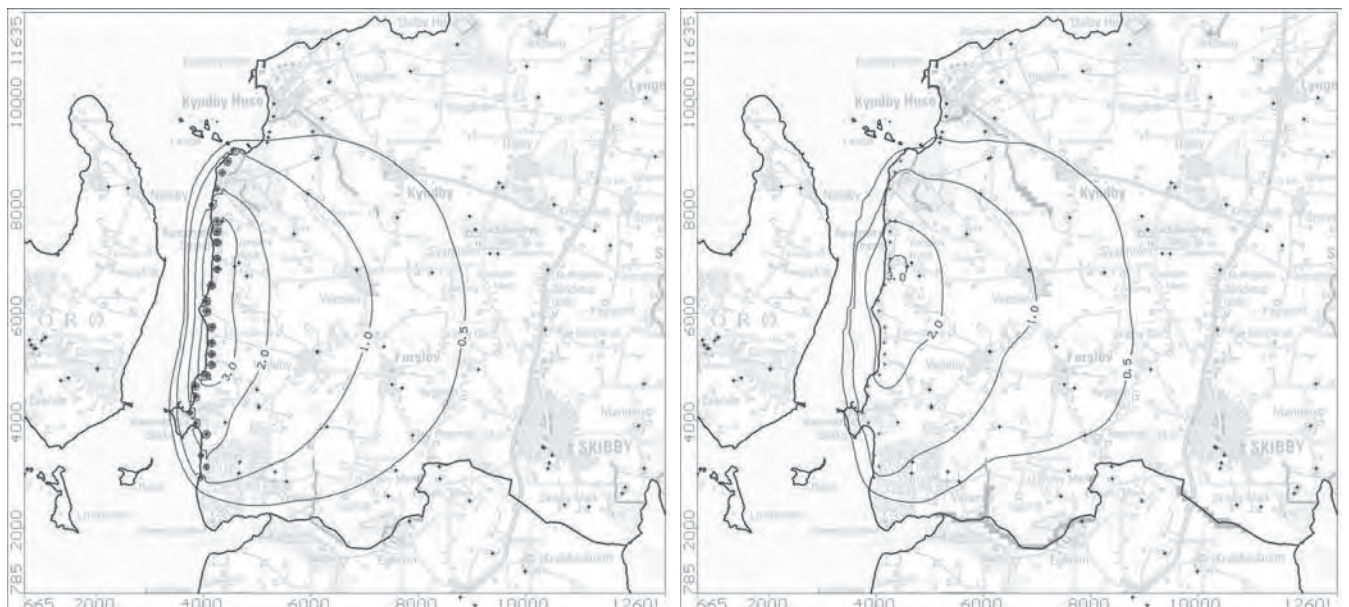
Den nye kildeplads etableres langs kysten (markeret på figur 4). Den etableres langs kystlinien over en strækning på ca. 5 km. Der placeres 26 borer i kalkmagasinet fordelt på strækningen. Styringsniveauet i borerne sættes til kote 1m, således at det sikres, at der ikke trækkes salt havvand ind i borerne.

Under de givne forudsætninger viser modellen, at der kan oppumpes omkring 1,8 mill. m³/år, uden at vandspejlet i det primære magasin sænkes under kote 1 m. Sænkningen opstrøms i magasinet er relativt begrænset, og der er umiddelbart kun få vandløb og moser/vådområder, der vil blive påvirket. Sidstnævnte forhold ville dog skulle vurderes nærmere hvis kildepladsen skulle etableres.. Af modellens vandbalance fremgår det, at mere end 80% af det vand der oppumpes alternativt ville være endt som havvand. 10-15 % stammer fra en øget grundvandsdannelse i oplandet, og omkring 5 % hentes fra afstrømningen til områdets vandløb.



Figur 4 Potentialeforhold på Hornsherred (Frederikssund-modellen)

Figur 5 viser sænkingsudbredelserne i henholdsvis det primære magasin (kalken) og det sekundære terrænnære sandmagasin. De to magasiner er ifølge den geologiske model i hydraulisk kontakt. Forskellen i sænkingsudbredelsen er dermed begrænset. Det er dog vigtigt at bemærke, at den lokale sænkning tæt omkring borerne er markant mindre i sandlaget, da oppumpningen genererer en betydende vertikal gradient omkring borerne.



Figur 5 Simuleret sænkingsudbredelse i henholdsvis kalk og sekundært sand

Hvor vidt de påvirkninger, der her er vist, kan accepteres, vil naturligvis afhænge af en række lokale hensyn der gør forholdene mere nuancerede. Der kan også være et økonomisk aspekt i at skulle pumpe vandet over stor afstand og højde. Vandkvaliteten kan også være så ringe, at det ikke er værd at drikke.

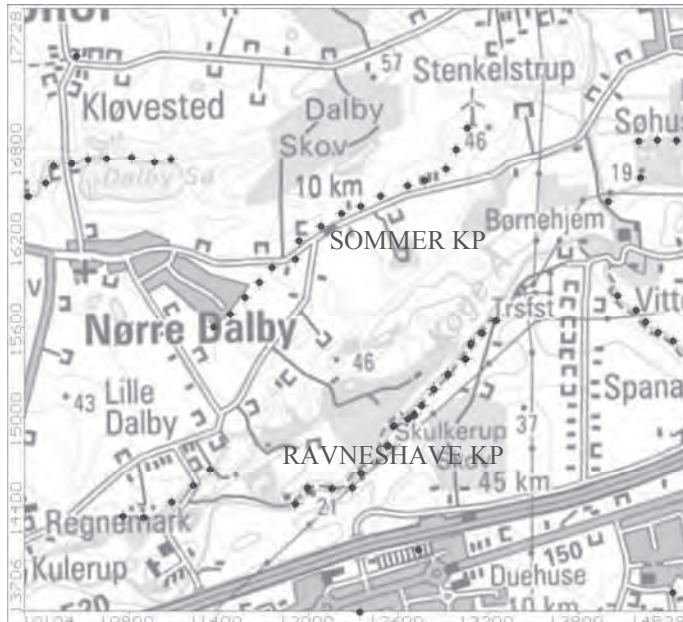
"SOMMERKILDEPLADS" (RAVNESHAVE KP, KØGE)

Manglende vand i vandløbene er typisk et fænomen der viser sig om sommeren. Om vinteren er der som regel rigeligt vand i de danske vandløb. Et alternativ til helt at flytte kildepladserne fra ådalene kunne være at etablere sommerkildepladser, hvor hele eller dele af indvindingen flyttes hen, når vandføringen i åerne begynder at blive kritisk lav. Der må forventes størst effekt ved kildepladser, hvor der er god kontakt mellem vandløb og magasin.

Med Køge kommune modellen er der foretaget et simpelt beregningseksempel af effekten af i perioder at flytte indvindingen fra Ravneshave kildeplads, der ligger langs Køge å. Beregningerne er i modsætning til de tidligere stationære beregninger udført semidynamisk med dynamisk indvinding for de berørte kildepladser men konstant rand og nedbør over året.

Indvindingen flyttes i de 4 sommermåneder til en ny kildeplads placeret ca. 1000 m nord for den nuværende placering. Det er valgt at flytte hele indvindingen, men en optimering med kun delvis flytning kunne bestemt være en mulighed.

Figur 6 viser et oversigtskort med eksisterende kildeplads og foreslået sommerkildeplads.



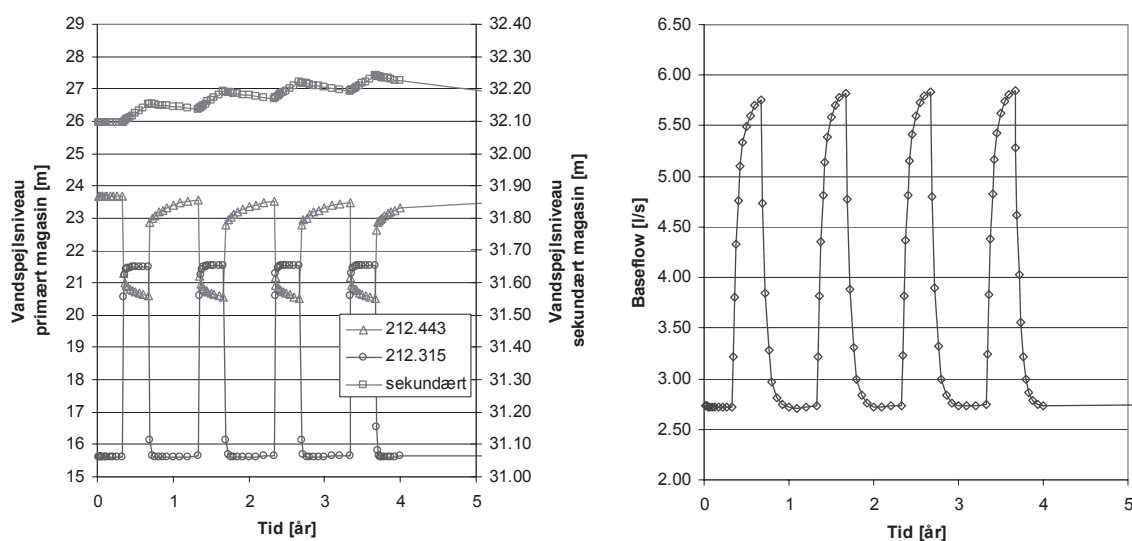
Figur 6 Oversigtskort, Ravneshave kildeplads, Køge

Der er indledningsvist lavet en beregning, hvor Ravneshave kildeplads lukkes. Af den beregning fremgår det, at kildepladsens påvirkningsgrad på vandløbene er omkring 35 %. Det svarer til, at en ændring i indvindingen på 100.000 m³/år giver anledning til en ændring i grundvandstilskuddet til vandløbene på 35.000 m³/år eller 1 l/s.

Men beregningerne viser også, at der er en "træghed" i systemet, og at der formentlig vil gå mere end 10 år, før der er "ligevægt" igen. Dette gælder både tilstrømningen til vandløb men også potentialet.

Med udgangspunkt i ovennævnte beregning er der foretaget en simulering af, hvorledes sommerflytning af indvindingen vil påvirke vandspejlet omkring kildepladserne og afstrømningen i vandløbene. I de 4 første år af simuleringsperioden flyttes sommerindvindingen til den nye kildeplads, herefter fortsættes med den nuværende drift.

Figur 7 viser, hvorledes vandspejlet i udvalgte borer og afstrømningen til vandløbet varierer.



Figur 7 Simulerede variationer i vandspejl og drænaflow som følge af etablering af "sommerkildeplads", Ravneshave kildeplads, Køge

Af figurene fremgår det, at når indvindingen flyttes om sommeren, stiger vandspejlet i det primære magasin ved den nuværende kildeplads (repræsenteret ved boring 212.315) med 6 m. Samtidig falder vandspejlet ved sommerkildepladsen (repræsenteret ved boring 212.443) med ca. 3 m. At vandspejlet stiger mere end det falder skyldes hydrogeologiske forskelle på de to områder. Det terrænnære vandspejl ("terrænnært" på figuren), ses også at variere som følge af indvindingen. Variationen i det valgte punkt er meget begrænset, tættere på vandløbet ses noget større påvirkning.

Som figuren viser, fører sommerflytningen relativt hurtigt til en øgning i tilstrømningen til vandløbet. Vandføringen på den strækning, hvor kildepladsen ligger, øges i løbet af sommerperioden med ca. 3 l/s.

Figuren afspejler imidlertid ikke hele sandheden om ændringen i tilstrømningen. Ved flytning af kildepladsen genereres en sænkning i et andet område, hvilket giver anledning til en reduktion i afstrømningen i en anden del af vandløbssystemet. Hertil kommer, at der på flere

delstrækninger af Køge Å systemet tabes vand til grundvandszonen. Som nævnt ovenfor kan modellen ikke på nuværende tidspunkt håndtere dette fænomen.

Bemærk, hvorledes nogle af kurverne udviser en stigende eller faldende tendens. Dette skyldes den føromtalte træghed i systemet.

Dynamisk simulering kan i mange tilfælde hjælpe til en bedre forståelse af strømningsforholdene og de hydrogeologiske processer. Det er imidlertid vigtigt for modellernes troværdighed at dynamikken i de dynamiske modeller kan dokumenteres med målinger / prøvepumpninger. En række øvrige forhold, herunder drift- og anlægsomkostninger, er også centrale parametre mht. evt. etablering af "sommerkildepladser"

SAMMENFATNING / PERSPEKTIVER

Der er ovenfor givet eksempler på en række tiltag, der kan øge vandføringen i vandløb. At indvinde vand er ikke uden konsekvenser for miljøet, og der vil også altid være konsekvenser, hvis indvindingen omlægges. Forbedringer ét sted giver ofte forringelser ét andet. Det er ikke en nem politisk opgave at veje disse fordele op mod ulemperne. Grundlaget for den politiske afvejning bør være et tilstrækkeligt datagrundlag. Den først kommende store udfordring er derfor at tilvejebringe disse data og bearbejde dem.

I dette indlæg er der taget udgangspunkt i eksisterende data, her i form af bl.a. en lokal grundvandsmodel. På denne baggrund kan der laves indledende overslagsmæssige beregninger, og forskellige tiltag kan screenes og konsekvensvurderes. Det er også på dette grundlag muligt at pege på, hvilke data der mangler, og hvilke tiltag der bør arbejdes videre med.

Der er her fokuseret på at give eksempler på, hvordan vandindvindingen kan ændres og optimeres for at øge vandføringen. Det er naturligvis også muligt at tage fat på selve vandløbene og foretage omlægninger ændringer af disse for af den vej at opnå den ønskede forbedrede tilstand. En helt tredje mulighed er at supplere vandføringen i sommerperioden med opmagasineret vand.

Slutteligt skal vigtigheden af helhedsorienteret vandplanlægning understreges – det er helt centralt at tænke og planlægge tværfagligt og se vandkredsløbet som en helhed. Nogen steder er vand et problem, f.eks. i forbindelse med monsterregn og stigende grundvandsstand, og andre steder er vand en mangelvare, f.eks. i vandløbene. Disse udfordringer kan løses ved at tænke i helheder og hydrologiske modeller er et godt beslutningsstøtteværktøj i den sammenhæng – men kan ikke stå alene!

Der er mange muligheder, og ofte vil den bedste løsning formentlig bestå af flere forskellige tiltag i samspil.

VANDINDVINDING PÅ SJÆLLAND - ER DER VAND NOK TIL BÅDE BEFOLKNINGEN OG NATUREN

Planlægger Henrik Nielsen
Naturstyrelsen Roskilde

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Der blev i amtstiden inden kommunalreformen anvendt forskellige grundvandsmodeller på Sjælland. Med oprettelsen af Miljøcentrene – nu Naturstyrelsen, blev det besluttet at anvende én model på Sjælland: Den ny DK-model.

Til den tekniske forhøring af vandplanerne blev der udført en modellering, der omfattede 661 delvandoplande på Sjælland – der er ikke modelleret for de omkringliggende øer. Denne modellering blev til forslagene til vandplaner udvidet i en modellering med 940 deloplande.

I forbindelse med udsendelse af vandplanerne i offentlig høring nedsatte regeringen en række arbejdsgrupper, der skulle kvalificere indsatserne i vandplanerne. Arbejdsgruppen: Vandindvinding i hovedstadsområdet har fået et yderligere udtræk af data fra modelleringen, der viser sammenkædningen mellem påvirkede vandløbsstrækninger og de påvirkende indvindinger.

INDLEDNING

Til forslagene til vandplaner er benyttet data om indvinding for perioden 1995-2005. I den periode var indvindingen på Sjælland i størrelsesordenen 200 mio. m³ vand om året – langt hovedparten til den almindelige drikkevandsforsyning og derfor en relativt begrænset andel til for eksempel markvanding.

Hovedparten af de regionale vandværkers (Nordvands og KE's) kildepladsers tilladelser er udløbet – eller ville være udløbet, hvis der ikke er meddelt en forlængelse ved ændring af Vandforsyningsloven, så hidtidige tilladelser først udløber 1 år efter, at de kommunale handleplaner foreligger. Mere end en 1/3-del af indvindingen på Sjælland sker til de 8 store regionale vandværker, der står for forsyningen af drikkevand i hovedstadsområdet. Da vandforsyningerne ønsker 30-årige tilladelser, har der været stort behov for at få afklaret forudsætningerne for sådanne tilladelser allerede i første vandplanperiode – som en udtrykte det: "Vi har en gylden pistol, men der er kun ét skud i den!"

GRUNDVANDSMODELLER

Igennem mere end 10 år arbejdede flere af de daværende sjællandske amter med hver deres grundvandsmodel hhv. KAM (Københavns Amt), Roskilde Amts-modellen og Frederiksborg Amts-modellen. I forbindelse med videreførelsen af modelarbejdet er GEUS' Den nye DK-model af Naturstyrelsen Storstrøm og Naturstyrelsen Roskilde blevet valgt som den fælles model for Sjælland, se også de tekniske baggrundsnotater /5/.

I forbindelse med de ovennævnte tilladelser til de regionale vandværker har der været foretaget modelkørsler med grundvandsmodellen. På den baggrund blev også de modelkørsler, der blev brugt til den tekniske forhøring af vandplanerne evalueret ved hjælp af VVM-arbejdet – da de regionale vandværker indvinder og leverer vand over mere end 2 kommunegrænser foretages VVM'en for den regionale vandindvinding i Naturstyrelsen Roskilde.

MILJØMÅL

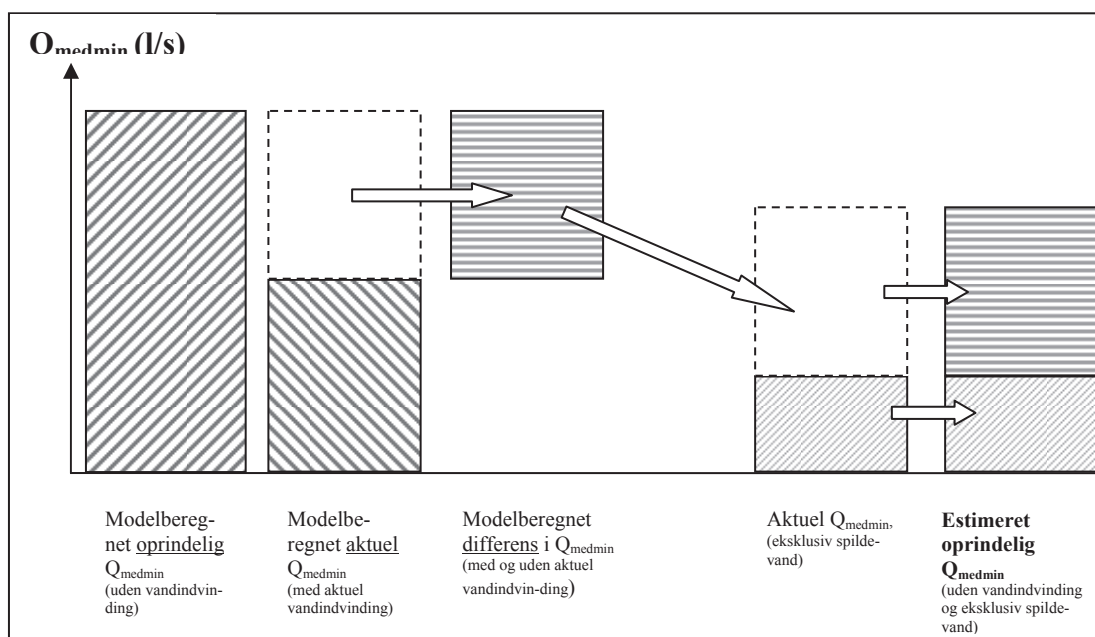
Retningslinje 37 i forslaget til vandplanerne/4/ omfatter (her i uddrag):

Meddelelse af tilladelser til indvinding af grundvand samt udbygning og drift af vandforsyninger må ikke være til hinder for opfyldelse af vandplanens målsætninger i vandløb, søer, grundvandsforekomster, kystvande og terrestriske naturtyper.

- a. som udgangspunkt bør indvindingen ikke medføre en reduktion af vandløbenes vandføring på over 5 % hhv. 10-25 % af medianminimum, hvor miljømålene for vandløbet er høj økologisk tilstand hhv. god økologisk tilstand.
- b. i områder, der er påvirket af almene vandforsyninger, kan der for vandløb, hvor miljømålene er enten høj eller god økologisk tilstand, fastsættes kravværdier for påvirkningen, der accepterer en større reduktion end angivet ovenfor,
- c. med hensyn til de terrestriske økosystemer skal der foretages en vurdering af, om indvindingen kan medføre væsentlig skade på et Natura 2000-område. Særligt naturtypen "tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund", "kilder" og "rigkær" er relevante i den forbindelse
- d. som udgangspunkt kan den udnyttelige grundvandsressource beregnes som 35 % af grundvandsdannelsen.
- e. I oplande, hvor vandløb er påvirket af eksisterende almen vandindvinding, således at de ikke kan opfylde miljømålene, kan opfyldelse af vandløbenes kravværdier for medianminimumsvandføringer ske ved flytning af indvinding eller tilledning af vand.

Den store udfordring i dette arbejde er at bestemme den oprindelige vandføring, der vil ligge til grund for vurderingen af den procentvise reduktion af vandføringen. Til dette er grundvandsmodellerne også blevet anvendt til at beregne den oprindelige vandføring.

I forbindelse med nævnte VVM-proces blev det påpeget at beregningen af den oprindelige vandføring overestimerede aktuelle vandføring. Derfor blev det valgt at lægge differencen mellem den beregnede oprindelige vandføring minus den beregnede aktuelle vandføring til den målte vandføring i det modellerede tidsrum. Se figur 1.



Figur 1 Det valgte beregningsprincip til estimering af oprindelig Q_{medmin} (uden vandindvinding og eksklusiv spildevand).

For yderligere at reducere overestimeringen er blevet udført yderligere en modellering efter den tekniske forhøring af vandplaner til de vandplaner, der nu er ude i offentlig høring indtil den 6. april 2011.

RESULTATER AF MODELLERINGERNE

Resultatet af modelleringen til forhøringen af vandplaner

Resultat af modelleringen til forhøringen viste behov for flytning af næsten 42 mio. m^3 af den nævnte indvinding på omkring 200 mio. m^3 vand på Sjælland. Det skal bemærkes, at flytning af indvinding var det eneste virkemiddel, der blev taget i brug i forbindelse med forhøringen. Flytningen på de 42 mio. m^3 blev i det tekniske baggrundsnotat til forhøringen af vandplanerne fordelt på de 661 deloplande.

Kommunerne meddelte i forbindelse med forhøringen, at administrationen fordeling af flytninger for de 661 deloplande ikke var hensigtsmæssigt. Derfor blev kravværdierne ændret til forslaget til vandplanerne, der gik i høring 4. oktober 2010.

Modelleringen for de 661 deloplande havde endvidere den konsekvens, at der ikke var kravfastsættelse for store dele af Sjælland – næsten lige så mange deloplande, der var modelleret for. Det var derfor et udtrykt ønske at få modelleret for flere oplande.

Resultatet af modelleringen til den offentlige høring af vandplaner

En yderligere modellering blev derfor iværksat - allerede samtidig med den tekniske forhøring foregik. Der blev ved denne modellering inddraget yderligere næsten 300 deloplande, så der i alt blev modelleret for 940 deloplande. Målet var at få fastsat kravværdier for

vandføringen i de 940 deloplande, samtidig med det var målet at få nedsat usikkerheden ved modelberegningen.

Modelleringen med de i alt 940 oplande medførte et behov for ændringen af vandindvindingens påvirkning for i alt 78 mio. m³ vandindvinding – grunden til der ikke her udelukkende skrives flytning er, at der er inddraget flere virkemidler ved den offentlige høring af vandplanerne.

Resultatet af kvalificeringen af indsatserne i vandplanerne

I forbindelse med udsendelse af vandplanerne i offentlig høring nedsatte regeringen en række arbejdsgrupper, der skulle kvalificere indsatserne i vandplanerne. Af disse er der for arbejdsgruppen om Vandindvinding i hovedstadsregionen blevet trukket data fra den udførte modellering til præsentation af sammenhængen mellem de knapt 6.000 indvindingsboringers påvirkning af de 940 deloplande – et regneark med i alt 33.000 rækker, som kommunerne kan bruge til deres meddelelse af vandindvindingstilladelser.

Der er ikke i vandplanerne peget på, hvor en evt. flyttet indvinding skal flyttes hen. Men som et overslag over mulighederne udførte Miljøcenter Roskilde i 2008 "vandindvindingsprojektet"/1/

LITTERATURHENVISNINGER

- /1/ Forbedring af grundlag for optimering af vandindvindingsstrukturen på Sjælland ("vandindvindingsprojektet"), Grontmij | Carl Bro for Miljøcenter Roskilde, Juli 2008
- /2/ Vurdering af indvindingsstrukturen på Sjælland, Alectia for Miljøcenter Nykøbing og Miljøcenter Roskilde, 2010
- /3/ Vurdering af indvindingsstruktur på Sjælland - Review af ALECTIA modelarbejde, GEUS for Miljøcenter Nykøbing og Miljøcenter Roskilde, 2010
- /4/ Forslag til vandplaner for Hovedvandoplandene på Sjælland: 2.1 Kalundborg, 2.2 Isefjord/Roskilde Fjord, 2.3 Øresund, 2.4 Køge bugt, 2.5 Smålandsfarvandet og 2.6 Østersøen, Naturstyrelsen, oktober 2010
- /5/ Tekniske baggrundsnotater til vandplanerne, Naturstyrelsen oktober 2010.
- /6/ Virkemiddelkatalog, Miljøministeriet, oktober 2010
- /7/ Fastsættelse af kravværdier for økologisk acceptable minimumsvandføringer i vandløb på Sjælland, Notat. Miljøcenter Roskilde, 26. januar 2010.
- /8/ Indsatsbehov på Sjælland, ALECTIA for Miljøcenter Nykøbing og Miljøcenter Roskilde, december 2010

Materialet om vandplanerne kan findes på www.naturstyrelsen.dk og baggrunds- samt supplerende kan findes i webhotellet: <http://extranet.ros.mim.dk/login/> (Userid: baggrund / Password: vandplan)

VURDERING AF ØKOLOGISK OG KEMISK PÅVIRKNING
FRA FORSKELLIGE STRESSFAKTORER PÅ
OPLANDSSKALA

SOURCE IDENTIFICATION AND IMPACT OF MULTIPLE
STRESSORS ON SURFACE WATER QUALITY AT THE
CATCHMENT-SCALE

Post doc Ursula S. McKnight
Professor Poul L. Bjerg
Ph.d. studerende Nanna Isbak Thomsen
Ph.d. studerende Maria Loinaz
Cand.scient. Mikael Emil Olsson
Lektor Philip J. Binning
DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet

Ph.d. studerende Jes J. Rasmussen
Professor Brian Kronvang
Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Der er gennemført en større undersøgelse af forskellige stressfaktors påvirkning af den kemiske og økologiske vandkvalitet i et grundvandsopland ved Hove på Sjælland. Der er i området udvalgt vandløbslokaliteter, som er undersøgt for en lang række fysiske, kemiske og økologiske parametre og forhold. Lokaliteterne er prøvetaget i foråret 2010 og i august 2010. De 13 lokaliteter repræsenterer så vidt muligt 1. ordens vandløb, som fortrinsvis formodes at være påvirket af en af følgende stressfaktorer: forurenede grunde, landbrugsdrift og diffus urban påvirkning. Der er også en markant vandindvinding og et enkelt spildevandsrensningsanlæg i området. Vandindvingen sker primært omkring 3. og 4. ordens vandløb, så der er set bort fra denne stressfaktor i undersøgelsen. De foreløbige resultater viser, at der er et tydeligt aftryk fra pesticider på vandløbene i Hove oplandet. Der er fundet pesticider, som direkte kan relateres til marksprøjtning i foråret 2010. Der er ved alle målinger også fundet gamle pesticider, der kan relateres til påvirkning fra grundvand (punktkilder eller diffuse kilder). Resultaterne fra undersøgelsen er ved at blive evalueret, og de foreløbige konklusioner vil blive præsenteret på ATV's Vingsted møde 2011.

INTRODUCTION

Micropollutants and nutrients from a range of sources are well-known stressors that may cause a decline in groundwater and surface water quality and biodiversity of freshwater ecosystems (McKnight et al., 2010; Bacey and Spurlock, 2007). Effectively reducing cumulative impacts on groundwater-dependent aquatic ecosystems clearly requires an understanding of the different pressures that can be present in a particular catchment.

Ecosystem stressors include physical habitat degradation (e.g. channelization), diffuse sources (pesticide and nutrient applications on agricultural fields), sewage effluents (micropollutants, organic matter, nutrients) including urban discharges from scattered settlements, contaminated sites (pesticides, chlorinated solvents, gasoline compounds and other pollutants) and water abstraction.

The purpose of this study was twofold: to (1) identify the main stressors at catchment scale, and if possible discriminate sources from each other; (2) evaluate the chemical impact and stream ecosystem status represented by benthic macroinvertebrates.

MATERIAL AND METHODS

The study was conducted on first-order stream reaches within the Hove study catchment near Copenhagen, Denmark (Figure 1). For the purpose of this study, sewage effluents and water abstraction could be disregarded since only one sewage treatment plant was present and the water abstraction areas were located on third and fourth-order stream segments, respectively.

Ecological indicators investigated were benthic macroinvertebrates. Stressor parameters investigated from early spring until late summer include presence of pesticides from storm events (diffuse run-off), assessment of physical stream properties (habitat survey), general water chemistry, as well as presence of xenobiotics originating from both diffuse and point sources. The water sampling was conducted by grab sampling and storm flow samplers (Figure 2).

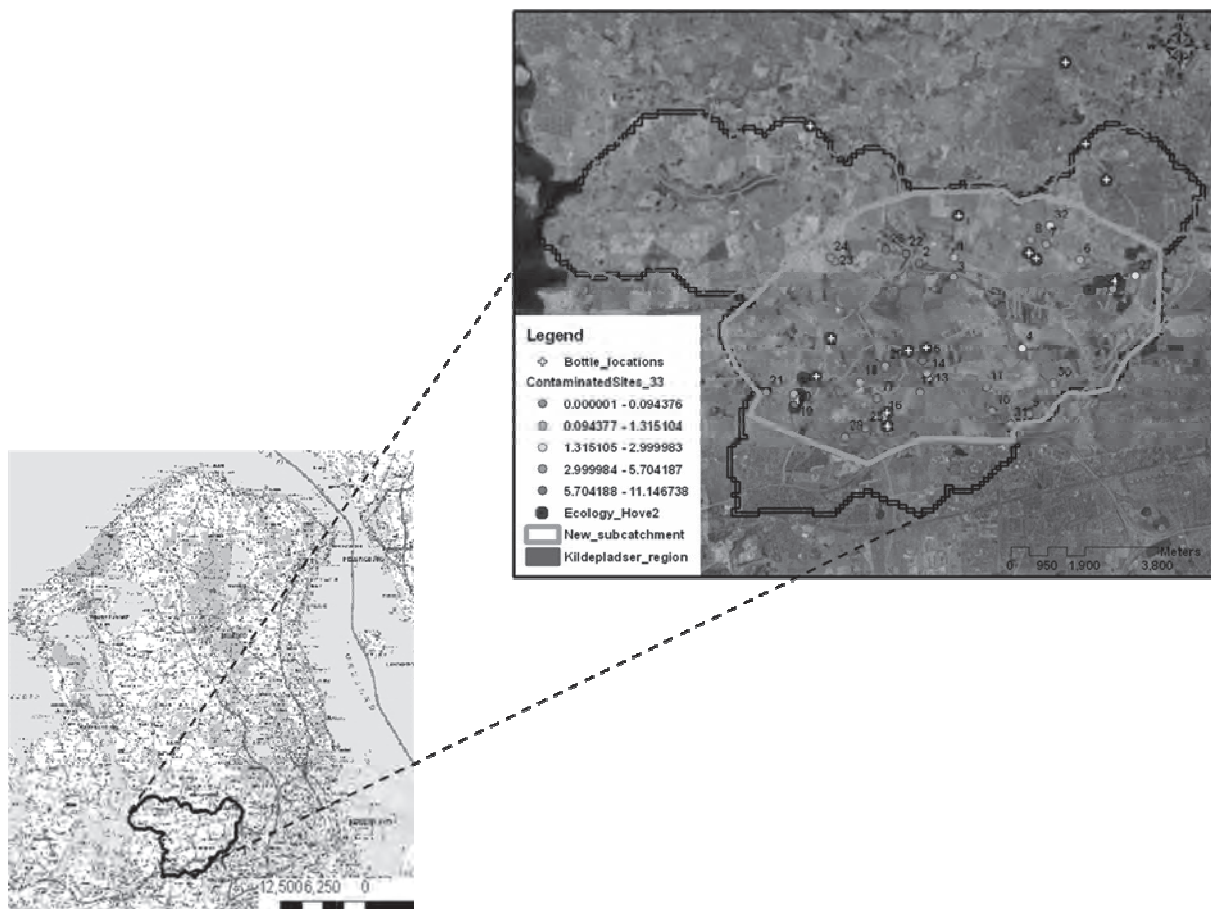


Figure 1 Left: Hove catchment on Sealand. Right: A sub-area (within the green line) where the investigation was conducted. The investigations were made primarily on 1. order streams. The study area is characterized by a significant groundwater abstraction by local water works and well fields managed by Copenhagen Energy.

A total of 13 sampling locations were broken into three categories of sites: 6 contaminated sites, 4 urban discharges and 3 diffuse agricultural sites. Additionally, 6 undisturbed first-order streams were included as reference conditions. GIS tools are applied for source identification and multivariate statistics approach is applied to rank-order the impact of each examined stressor on benthic macroinvertebrates.

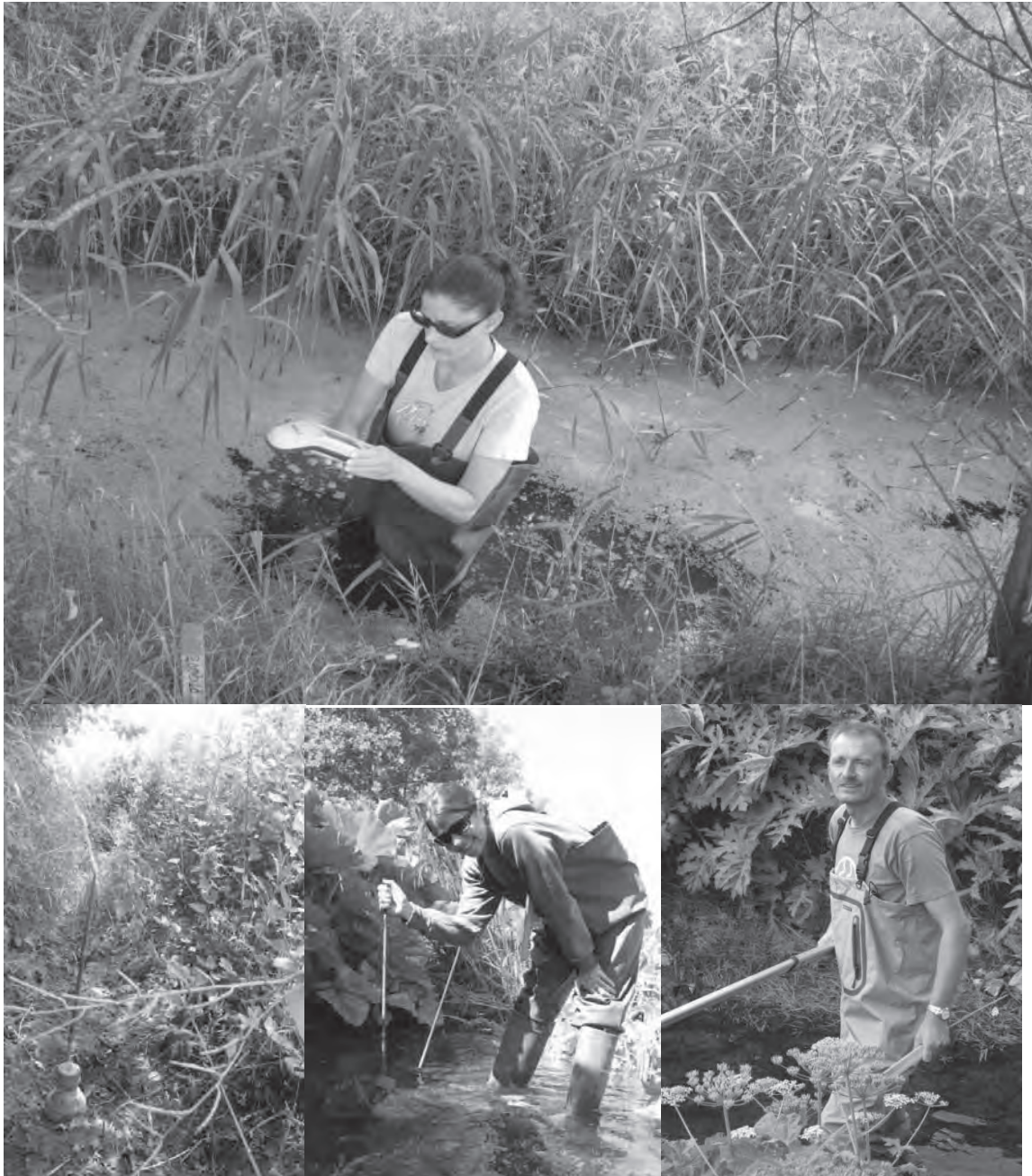


Figure 2 Photos from field sampling and characterization of physical, chemical and ecological parameters and properties of streams in the Hove Catchment.

RESULTS

The results for diffuse run-off after a storm event (sampling occurred 4 times between mid-may and mid-august) revealed that the sampling campaign successfully captured the early

spring application of met amitron, a pesticide sprayed typically only during early spring (Figure 3, May 16).

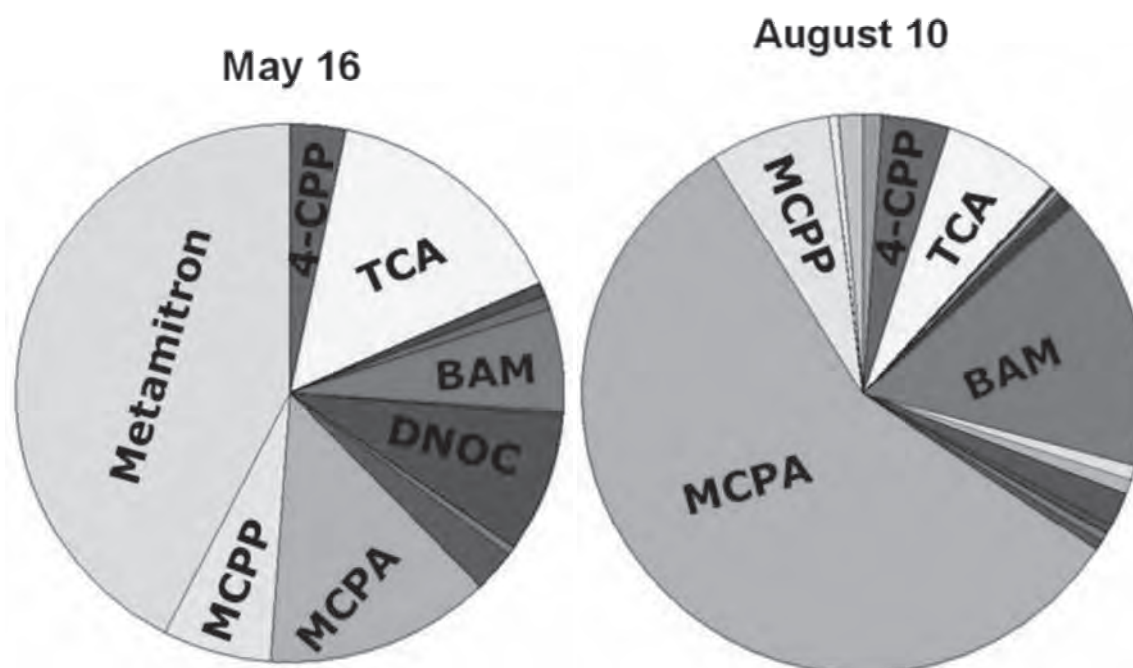


Figure 3 Sum of pesticides for two sampling dates in 2010. The May 16 sampling represents sampling by storm water samplers (Figure 2) immediately after a rain event. The sampling on August 10 represents grab samples at low flow in streams, where base flow is expected to dominate. Metamitron is only found in the spring sampling.

2-methyl-4-chlorophenoxyacetic acid (MCPA), trichloroacetic acid (TCA), 2,6-dichlorobenzamide (BAM) and 4,6-Dinitro-o-cresol (DNOC) were found to dominate the pesticide results for all four sampling campaigns (Figure 3). TCA, BAM and DNOC are not related to immediate spraying, but originate from groundwater inflow to the streams. MCPA could originate from current agricultural activities or historical use. In at least two cases, the presence of xenobiotics/pesticides in the stream could be linked to the contaminated sites.

FINAL REMARKS

The assessment of the large amount of data collected during this comprehensive field campaign is on-going. Preliminary conclusions on the stressors impact on the stream water quality will be presented at the ATV Vingsted meeting 2011.

ACKNOWLEDGEMENT

We wish to acknowledge the help from Capital Region of Denmark, Environmental Centre, Roskilde, the municipalities and site owners in the Hove Catchment. Technicians from the

Technical University of Denmark and National Environmental Research Institute, Århus University contributed to a significant part of the field and laboratory work. The project was conducted as part of the Risk point, which is supported by the Technical University of Denmark and Danish Council for Strategic Research.

REFERENCES

McKnight, U.S., Funder, S.G., Rasmussen, J.J., Finkel, M., Binning, P.J., Bjerg, P.L. (2010): An integrated model for assessing the risk of TCE groundwater contamination to human receptors and surface water ecosystems. *Ecological Engineering*, 36, 1126-1137.

Bacey, J., Spurlock, F. (2007): Biological Assessment of Urban and Agricultural Streams in the California Central Valley. *Environ. Monit. Assess.*, 130, 483–493.

INDSATSPLANLÆGNING – FØRSTE SKRIDT

Projektchef Hanne Birch Madsen
Rambøll

Geolog Frank Rytter
Ikast-Brande Kommune

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Miljøcentrenes grundvandskortlægning er afsluttet i mange områder, og redegørelserne for kortlægningens resultater er overleveret til kommunerne, der nu har ansvaret for at udarbejde af indsatsplanerne. Denne nye opgave giver spændende og store udfordringer både i forhold til politik, faglighed og samarbejder.

Ikast-Brande kommune har sammen med Rambøll udarbejdet Forslag til indsatsplan for den nordlige del af Ikast-Brande Kommune. I den forbindelse er der gjort mange erfaringer om etablering af Grundvandsforum, følgegrupper, prioriteringer af indsatser, ambitioner og ejerskab.

INDLEDNING OG BAGGRUND

Indsatsplaner skal efter strukturreformen udarbejdes af kommunerne, hvor det tidligere var amternes ansvar. I Bekendtgørelsen om Indsatsplaner /1/ er defineret, hvilke krav der er til udarbejdelse af indsatsplanen, både processen, det faglige indhold, høring og godkendelse.

Disse krav kan virke både uoverskuelige og ukonkrete første gang, man står med en Redegørelsesrapport fra miljøcentret og skal tage det første skridt fra kortlægning til indsatsplan.

Rambøll udarbejder sammen med Ikast-Brande Kommune en indsatsplan for 5 vandværker i kommunen. Vi samarbejder om hele processen, der omfatter møder med Grundvandsforum, afholdelse af følgegruppemøder, faglig sparring, tekst og figurer til planen, høring og godkendelse.

FORMÅL

Blandt andet baseret på Rambølls samarbejde med Ikast-Brande Kommune skal indlægget vise,

- at der ligger et stort arbejde hos kommunen forud for indsatsplanarbejdet
- at alle dele af indsatsplanarbejdet er vigtigt for at få en plan, der er et dynamisk værktøj
- at det vigtigt at have et realistisk ambitionsniveau
- at det faglige arbejde kan være det mindst omfattende
- at der skal udarbejdes flere generationer af indsatsplaner

BESKRIVELSE AF OPGAVER

Tidligere havde amterne ansvaret for at udarbejde indsatsplaner. Amterne havde, ligesom kommunerne nu har det, nedsat koordinationsfora. Disse fora fungerede i 5-10, år inden den første indsatsplan blev udarbejdet. Det betød, at der var god tid til at sætte sig ind i kortlægningsmetoder, geologi, lovstof, arealudpegninger mm. God tid til at få behandlet principielle beslutninger i udvalg og amtsråd, og god tid til at få beslutningerne indarbejdet i administrationspraksis.

I dag er både myndighedsopgaver og udarbejdelse af indsatsplaner kommunernes ansvar. Det er derfor vigtigt, at kommunen inden udarbejdelsen af en indsatsplan har forholdt sig til

en række emner og fastlagt mål og ambitioner. Det er for sent at oprette koordinationsforum, når man står med den første redegørelsesrapport i hånden, og kun har 1 år til at udarbejde et forslag til en indsatsplan. Især med de første planer er der mange diskussioner og afgørelser af mere politisk art, hvorfor det er vigtigt, at både Koordinationsforum og det politiske udvalg har haft tid til at forholde sig til de overordnede spørgsmål, inden indsatsplanarbejdet påbegyndes.

Kommunens forarbejde

Lige nu står kommunerne lidt i et vadested mellem regionplaner, der er ophøjet til landsplandirektiv, Vandplaner i høring og nye kommuneplaner. I mange kommuner er kommuneplanen en plan for en ny storkommune, der tidligere bestod af flere mindre kommuner med hver deres kommuneplaner og retningslinjer. Derfor er det vigtigt at definere kommunens visioner, ambitionsniveau og administrationspraksis på grundvandsområdet, så rammerne for indsatsplanarbejdet er kendte.

Vision 3	
IBK har et miljørigtigt og billigt forsyningsområde, der sikrer borgerne kvalitet og forsynings-sikkerhed.	<p>Målsætning A: IBK vil fortsat arbejde med indsatser og planer for vand- og spildevandskvaliteten samt forsynings-sikkerheden.</p> <p>Målsætning B: Vi vil sikre nære og gode affaldsordninger og containerpladser.</p>

Tabel 1: Fra Ikast-Brande Byråds Vision 2016, Politikområde 11: Infrastruktur, trafik og forsyning /2/.

Rammerne for indsatsplanarbejdet omfatter også sammenhængen til øvrig planlægning i kommunen. Her kan være tale om masterplaner, planer for byudvikling og arealanvendelse, Natur- og Vandplaner, handleplaner, klimaplaner, spildevandsplaner, vandforsyningsplaner og lokalplaner.

Sideløbende med indsatsplanen har Ikast-Brande Kommune arbejdet med en masterplan, der omhandler byvækst omkring Storeåen. I en sådan plan er det relevant at inddrage indsatsplanen, i det både indvinding og indsatser kan påvirke grundvandsstanden i området, ligesom et større forsyningsområde vil stille nye krav til vandforsyningen.

Ambitionsniveauet hænger altid uløseligt sammen med økonomi. Derfor er det vigtigt, at kommunen på forhånd har gjort sig tanker om, i hvilken størrelsesorden kommunens egne indsatser må være. For der vil være mange indsatser, der er kommunens ansvar f.eks. tilsyn, kampagner, supplerende kortlægning og opfølgning, Tabel 2.

Udover ambitionsniveau kan grænsen mellem kortlægning og indsats diskuteres. Ønskes en mere detaljeret kortlægning af forureningskilder, f.eks. olietanke, nedsivningsanlæg og skovbrug? Er det temakort kommunen ønsker at udarbejde forud for indsatsplanen, så de kan indgå i denne? Eller vil kommunen vælge som indsats at udarbejde et bedre kortgrundlag?

	Tiltag	Ansvarlig	Tidsplan	Bemærkning
1.	Nitrat			
1.1	Revision af udpegning af SFL områder	Ikast-Brande Kommune	2015	Ved fremtidige revisioner af SFL områder udpeges i størst muligt omfang områder indenfor indvindingsoplande til almene vandværker, hvor der er nitratfølsomt.
1.2	Årlig orientering om opdatering af nitratudvaskningskort og sagsbehandlingsrutiner	Ikast-Brande Kommune	2011	Kommunen udfører nitratudvaskningsberegninger, som en del af sagsbehandlingen. Vandforsyningen orienteres om status og administrationspraksis.
2.	Pesticider			
2.1	Intensivering af tilsyn med planteavlsbrug	Ikast-Brande Kommune	2015	Kommunen vil arbejde på at inddrage tilsyn med planteavlsbrug i deres landbrugstilsyn.
2.2	Kommunen skal indgå i dialog med vandværket om et mere grundvandsrelateret tilsyn på landbrugsejendomme.	Ikast-Brande Kommune	2012	Dialog mellem kommune og vandværk kan bidrage til at målrette tilsynet mod forhold og information, der har betydning for grundvandsbeskyttelsen. Bedre information/uddannelse af tilsynsmedarbejdere.
2.3	Kampagne med fokus på privates brug af sprøjtemidler	Ikast-Brande Kommune og Vandværkerne	2012	Kommunen udarbejder pjecen: "Før du bygger", her kan med fordel nævnes brug af gødning og pesticider i private haver. Vandværkerne kan lave kort notits om sprøjtemidler og grundvandsbeskyttelse sammen med deres årlige offentliggørelse af vandanalyser. DAN-VA har undervisningsmateriale, som vandforsyningen vil opfordre skoler til at bruge.
2.4	Tinglysning af forbud mod brug af pesticider ved udstykning/ salg/ udlejning af arealer, der ejes af kommunen.	Ikast-Brande Kommune	2012	Kommunen skal foranledige, at der rutinemæssigt sker tinglysning. Der eksisterer allerede aftale med boligselskaberne i Ikast.
2.5	Fastholdelse af at kommunen ikke bruger pesticider indenfor indvindingsoplande til almene vandværker.	Ikast-Brande Kommune	2012	I kommunens visioner og retningslinjer fastholdes, at der ikke bruges pesticider i indvindingsoplande.
2.6	Kampagne med fokus på landbrugs og skovejeres brug af sprøjtemidler	Ikast-Brande Kommune	2012	Der er tiltag med skærpede regler og afgifter. Bekendtgørelse 268 af 31/03 2009.
3.	Forurenede grunde			
3.1	Kortlægning af linje, flade og punktkilder indenfor indvindingsoplande	Ikast-Brande Kommune	2012	Der udarbejdes kort på baggrund af kommunens data. Konkrete lokaliteter beskrives.

4.	Spildevand			
4.1.	Vurdering af kloaknettets tilstand. Planlægning af forbedringer.	Ikast-Brande Kommune	2012	Der er vedtaget en ny spildevandsplan. Spildevand A/S.
4.2.	Nedsivningsanlæg	Ikast-Brande Kommune	2012	Det undersøges om der er nedsivningsanlæg inden for den hygiejniske sikringszone. Bording vandværk nedsiver skyllevand fra vandværkets filtre under sportspladsen.
4.3.	Vurdering af klimapåvirkning	Ikast-Brande Kommune	2015	I den fremtidige planlægning vurderes risiko for oversvømmelser og overbelastning af kloaknettet.
5.	Administration			
5.1.	Udpegning af beskyttelsesområder	Ikast-Brande Kommune	2012	Der arbejdes med 2 områdetyper: 300 m zone og indvindingsoplande. Disse indarbejdes i kommunens planer.
5.2.	Udarbejdelse af retningslinjer indenfor henholdsvis 300 m zone og indvindingsoplande	Ikast-Brande Kommune	2012	I regionplanen er de gældende retningslinjer i forhold til grundvandsbeskyttelse. Fremover er retningslinjerne dels i Vandplanen og dels i Kommuneplanen. Kommunens retningslinjer kan omhandle nedsivning, slamudbringning, havevandsboringer mm.
5.3.	Der tages de nødvendige hensyn til indvindingsoplande og 300 m zoner i kommunens arealplanlægning.	Ikast-Brande Kommune	2015	Ved arealplanlægning skal hensynet til grundvandet inddrages. F.eks. ved erhvervsudstyknin, spildevandsledninger, byplanlægning, skovrejsning.
6.	Opfølgning			
	Følgegruppen mødes en gang om året.	Ikast-Brande Kommune	2012	For at sikre, at indsatsplanen realiseres, er det vigtigt, at følgegruppen mødes årligt. Det kan f.eks. ske i forbindelse med en kommunal Vanddag.

Tabel 2: Forslag til indsatser hvor Ikast-Brande Kommune er ansvarlig /3/.

Det vil være hensigtsmæssigt at have udarbejdet områdeafgrænsninger og prioriteret disse, inden arbejdet begynder. OSD, indvindingsoplande, nitratfølsomme indvindingsområder og indsatsområder mht. nitrat udpeges af miljøcentre, mens kildepladszoner og BNBO hører under kommunen.

OSD er ofte store områder, hvor der kun er en begrænset indvinding. Indvindingsoplandene er mindre, og der er en aktuel indvinding med forbrugere til at betale for indsatserne. Derfor er det oplagt at koncentrere indsatsplanarbejdet til indvindingsoplandene og behandle OSD i de generelle retningslinier i kommune- og vandplaner.

Ikke alle kommuner har forholdt sig til udpegning af kildepladser og BNBO. Disse udpegninger er vigtige i forhold til prioritering af indsatser, men især fordi der indenfor disse områder er mulighed for at bruge Miljøbeskyttelsesloven til at stille krav og give påbud.

Derudover er det vigtigt med solidt kendskab til kommunens administrationspraksis, ikke bare på grundvandsområdet, men også på spildevands-, natur- og landbrugsområdet. Dette kan opnås ved at inddrage medarbejdere fra disse afdelinger i indsatsplanarbejdet.

Håndtering af indsatsplanarbejdet

Endelig skal det besluttes, hvordan kommunen ønsker at udføre arbejdet med indsatsplanen. Nogle kommuner har allerede medarbejdere til at varetage opgaven. Andre kommuner har medarbejdere med begrænset ressource. Denne begrænsning kan både omfatte tid og faglige kvalifikationer. Kommunerne kan løse dette ved at ansætte en projektmedarbejder eller ved at benytte rådgiver i forskelligt omfang. Rådgiveren kan benyttes som facilitator for processen, faglig sparringspartner, skribent og/eller ressource person.

Koordinationsforum og politisk behandling

Etablering af koordinationsforum bør ske så tidligt som muligt. Det giver mulighed for at holde møder med et fagligt indhold og diskutere de forskellige forhold. Koordinationsforum har ikke beslutningskompetence. Derfor vil det være hensigtsmæssigt at forelægge principielle spørgsmål om indsatsplanarbejdet for det politiske udvalg. På den måde ligger rammerne klar, når indsatsplan arbejdet påbegyndes.

Der kan med fordel arrangeres temamøder og ekskursioner for både det politiske udvalg og koordinationsforum. Det giver både et bedre arbejds- og beslutningsgrundlag.

Følgegrupper

Inddragelse af interessenter er altafgørende for at skabe ejerskab til indsatsplanen. Denne inddragelse kan ske ved etablering af følgegrupper, der efterfølgende indkaldes til en række arbejdsmøder. For at få det bedste samarbejde er det vigtigt at roller, ansvar og beslutningskompetencer er fastlagt på forhånd, ellers kan meget tid spildes på emner, hvor beslutningskompetencen ligger et andet sted.

Afhængig af område og problemstillinger kan sammensætningen af følgegruppen være forskellig. I landbrugsområder med stor nitratsårbarhed er landbruget en vigtig medspiller. I byområder kan det være relevant at inddrage erhvervs- eller borgerforening. Andre interessenter kan være skovbruget, naturfredningsforeningen, forsvaret eller anden større virksomhed med stor indvinding i området.

Det, der er vigtigt at få skabt forståelse for fra starten af, er,

- at der er en fælles interesse i samfundet for, at der er bæredygtig produktion af levnedsmidlet drikkevand.
- At indsatsplanen og de efterfølgende indsatser ikke bliver bedre, end det de ansvarlige parter hver især bidrager med. Der er ikke andre, der gør arbejdet for en.

Skal indsatsplanen være en brugbar, levende og dynamisk plan, og ikke bare en død plan på hylden, så er det nødvendigt at alle føler ejerskab og tager ansvar.

Det er en ny tilgang og en samarbejdsform og tværfaglighed, som er ny for mange. Derfor kan det ikke forventes, at den første indsatsplan er super ambitiøs og vil revolutionere vandforsyningen i hele kommunen.

Det er i denne proces vigtigt at sætte realistiske og målbare mål, så alle ved, hvad det er, der arbejdes hen imod. Ligeså vigtigt er det at markere de mål, der bliver nået. Det er motivationen for at bygge videre på dem, og dermed arbejde sig igennem flere generationer af indsatsplaner, der bliver mere og mere ambitiøse.

Kortlægning og faglighed

Redegørelsesrapporten fra Miljøcentret er som udgangspunkt grundlaget for udarbejdelsen af indsatsplanen. Rapporten indeholder både et referat af kortlægningsresultaterne, områdeudpegninger og anbefalinger til indsatser. Derfor er det ikke nødvendigvis det tungere geologiske og hydrologiske faglige arbejde, kommunerne behøver at tage fat i. Det skal ikke fylde en stor del i indsatsplanarbejdet, når planen kun skal indeholde et resumé af kortlægningsresultaterne.

Der kan dog være særlige ønsker i de enkelte kommuner om at forbedre datagrundlaget. Der skal derfor tages stilling til, i hvilket omfang dette skal gøres, inden der udarbejdes en indsatsplan, og i hvilket omfang det er en del af indsatsen.

Det vigtigste for kommunerne er at kende det faglige grundlag for udpegningerne i redegørelsesrapporten. Hvor er den geologiske model sikker, og hvor er den mindre sikker?

Med hvor stor sikkerhed er de grundvandsdannende oplande beregnet. Er de sikre nok til at pålægge lodsejere store restriktioner, eller skal der tages et lille skridt først? Ingen ønsker at gennemtvinge indsatser, der ikke vil føre til det ønskede resultat, der er grundvandsbeskyttelse.

Inddragelse af rådgiver

Nogle kommuner vælger at bruge rådgiver til dele af indsatsplanlægningen, og mange efterspørger en ressourceperson. Her er det vigtigt at gøre sig klart, hvilken ydelse man ønsker.

Facilitator rollen vil typisk kræve en erfaren medarbejder, med overblik over hele processen og erfaring i mødeledelse. Til den faglige sparring vil det være givtigt at inddrage medarbejdere med forskelligt fagligt speciale. Selve udarbejdelsen af rapporten kræver en erfaren medarbejder med et bredt kendskab til både kortlægning, lovgivning, planlægning og formidling. Samtidig er det en fordel at bruge en yngre og billigere medarbejder til udarbejdelse af figurer mv. Alle disse egenskaber er svære at finde i én person, og derfor får kommunen måske ikke den ønskede ydelse ved kun at inddrage én ressourceperson.

I Ikast-Brande Kommune bruges yderligere et særskilt firma til lay-out og opsætning af rapporten.

RESULTATER

I Ikast-Brande Kommune er indsatsplanarbejdet efter 1½ år så langt, at første udkast er sendt til politiske behandling, og høringsfasen skal planlægges.

Der er afholdt 3 møder i Grundvandsforum, og der er etableret 2 følgegrupper, som hver har afholdt 3 arbejdsgrupper.

Følgegrupperne består af medarbejdere fra Ikast-Brande Kommune og repræsentanter fra vandværkerne. Et enkelt vandværk har ikke ønsket at deltage. Der har i området ikke været

akutte problemer med nitratforurening, der er ikke udpeget indsatsområder med hensyn til nitrat, og derfor har landbruget kun været repræsenteret i Grundvandsforum.

På følgegruppemøderne er problemer og indsatser relateret til vandværkerne diskuteret. Mange indsatser er Ikast-Brande Kommunes ansvar. Indsatserne på vandværkerne handler primært om drift og fremtidsplaner.

De tre arbejds møder blev afholdt indenfor 3 måneder, hvilket viste sig at være for tidspresset. Der var ikke tid til at skrive referat, indarbejde mødets resultater og konklusioner i indsatsplanen, forberede næste møde og så få materialet rundsendt, så vandværkerne kunne nå at forberede sig.

I Ikast-Brande Kommune er det besluttet at følgegrupperne fremover mødes en gang om året. Dermed bliver indsatsplanen et dynamisk værktøj, der bruges aktivt af både kommune og vandværker. Samtidig skabes grundlaget for at revidere indsatsplanen.

Ikast-Brande Kommune har primært valgt at inddrage Rambøll som facilitator og faglig sparring. Det betyder, at Rambøll har udarbejdet en plan for den samlede opgave, og stået for de faglige indlæg på både møder i Grundvandsforum og følgegrupper. Ikast-Brande har forestået kontakt til vandværker, ledelse og andre afdelinger i kommunen, udarbejdet referater og anden opfølgning på møderne.

Den faglige sparring er foregået ved at Ikast-Brande Kommunes medarbejder Frank Rytter har arbejdet på Rambølls kontor, hvor han sammen med en erfaren geolog og hydrolog har gennemgået den geologiske og hydrologiske model.

Det at skrive indsatsplanen har været en fælles opgave, hvor Rambøll har leveret tekst til kortlægningsresumé og handlingsplanen. Den del af redegørelsesdelen der omfatter vandværkerne, har Ikast-Brande Kommune skrevet. Figurer og lay-out har Ikast-Brande Kommune udarbejdet sammen med firmaet Sylvester Hvid og Co. A/S.

OPLÆG TIL DISKUSSION

Hvor går grænsen mellem indsats og kortlægning? Der foreligger mange data hos kommunen og i regionen. Disse data indgår kun i begrænset omfang i miljøcentrenes kortlægning, men er meget relevante i forhold til indsatser, der f.eks. omhandler sløjfning af borer og brønde, monitoring, forurening fra punkt-, linie-, og fladekilder. Forud for indsatsplanarbejdet kan kommunen arbejde med disse data, så de indgår i kortlægningsgrundlaget. Eller kommunen kan som en indsats udarbejde dette kortlægningsgrundlag, så det er klart, når indsatsplanen skal revideres.

Hvordan bliver man enige med vandværkerne/interessenterne om indsatserne, og hvilke der er behov for at gennemføre? Og hvad gør man, når et vandværk ikke deltager?

Miljøcentret påpeger bykildepladser som et problem, og de anbefaler etablering af nye kildepladser udenfor byen. Vandværket er ikke interesseret i at etablere ny kildeplads, før der er akutte problemer. Det er af afgørende betydning for indsatsplanarbejdet, om indsatserne skal ske i byen eller i forbindelse med den nye kildeplads.

Den lokale værkstedsejer/landmand/fabrikant sidder i vandværksbestyrelsen. Der er ikke problemer med vandkvaliteten på vandværket, men virksomhedens drift er en potentiel trussel.

Har kommunen eller rådgiveren de nødvendige kompetencer indenfor formidling og kommunikation til at kunne håndtere sådanne problemstillinger, eller bliver de forbigået i tavshed?

Hvordan sikres det, at indsatserne også virkelig bliver gennemført, når indsatsplanen først er vedtaget? Der er ikke lovhemmel til at gennemtvinge indsatser. Derfor er det kun op til de indsatsansvarlige at få gennemført indsatsen. Ved tilsyn og årlige møder i følgegruppen er det muligt at holde liv i processen og sikre en dynamisk indsatsplan, hvor indsatser tilpasses ændrede forhold og ny viden.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

Det er vigtigt at tage fat på indsatsplanarbejdet så tidligt som muligt, helst inden kommunen modtager den første redegørelsesrapport. De indledende ting og principielle beslutninger er tidskrævende og af afgørende betydning for fremdriften og resultatet af indsatsplanarbejdet.

Der er behov for at udarbejde flere generationer af indsatsplaner. På nogle områder er en opdatering af data og supplerende kortlægning nødvendig, og indgår som en indsats. Det er en lang proces både for kommune og vandværker at tænke grundvandsbeskyttelse og bæredygtighed ind i planlægningen.

Det giver ikke mening at bruge tid og penge på at udarbejde en indsatsplan, der ikke bliver gennemført. Derfor skal kommune og vandværker sammen finde ambitionsniveauet for indsatsplanen.

I den første indsatsplan tages de første skridt, og i Ikast-Brande Kommune tror vi på, at det årlige møde i følgegrupperne vil sikre, at de aftalte indsatser gennemføres, og at der kommer en indsatsplan nummer 2!

LITTERATURENHENVISNINGER

- /1/ Miljøministeriet. BEK 1430 af 13/12/2006. Bekendtgørelse om indsatsplaner.
- /2/ Ikast-Brande Kommune. Vision 2016. April 2010.
- /3/ Forslag til indsatsplan for den nordlige del af Ikast Brande Kommune, Ikast Brande Kommune, 2010, Ikast Brande Kommune.
- /4/ Miljøstyrelsens vejledning nr. 3, 2000 om zoner.

INDSATSPLANER – HVAD SKAL DER TIL?

Hydrogeolog Allan Pratt
Center for Teknik og Miljø, Helsingør Kommune

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

I 2009-10 gennemførte Helsingør Kommune sammen med Naturstyrelsen Roskilde (daværende Miljøcenter Roskilde) et modelleringsprojekt med Alectia som rådgiver. Den tekniske ramme for projektet var Naturstyrelsens regionale Sjællandsmodel, resultaterne af en nyligt afsluttet kortlægning af Helsingør området og et synkront pejleprogram gennemført af Region Hovedstaden.

For Helsingør Kommune var det afgørende, at der kunne skabes et troværdigt teknisk administrativt grundlag for

- 1) arbejdet med indsatsplaner
- 2) kommunens handleplan baseret på de kommende statslige vandplaner og
- 3) nye indvindingstilladelser.

For Naturstyrelsen Roskilde faldt tidspunktet for projektet godt sammen med et regionalt projekt i Nordsjælland.

Det kan konkluderes, at modellen i rimelig grad har indfriet de kriterier og mål, der var sat for projektet. Projektet viste dog, at der er et stort spring fra en regional til en lokalmodel og at modellering fortsat kan give store udfordringer mht. at opnå et troværdigt resultat. Et brugbart resultat forudsætter bl.a. at bygherre har faglige forudsætninger for at sparre konstruktivt med rådgiver og at modellen kan kalibreres med nyere pejledata, tidsserier mm.

Bemærk venligst, at den samlede artikel udleveres til mødet, da det ikke nåede at komme med ved trykning af kompendiet.

PRIORITERING AF INDSATSER – FRA KORTLÆGNING TIL PRAKTISK INDSATSPLANLÆGNING I FORHOLD TIL NITRATUDVASKNING

Chefkonsulent, hydrogeolog, ph.d. Ulla Lyngs Ladekarl
Senior konsulent, hydrogeolog, ph.d. Thomas Wernberg
Chefkonsulent, agronom Christian Thirup
ALECTIA A/S

Ingeniør, Gitte Bjørnholdt Brøk
Horsens Kommune

Ingeniør, Charlotte Schmidt
TRE-FOR Vand A/S

Geolog Karin-Merete Mose
Naturstyrelsen Vestjylland
(tidligere Miljøcenter Ringkøbing)

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Indsatsplanlægning handler om sikring af grundvandsressourcen og dermed grundvandsbeskyttelse. Kommunen har ansvaret for indsatsplanlægningen, efter at staten/Miljøcentret har sluppet kortlægningen, men når det drejer sig om nitratudvaskning, er det oftest vandværkerne, som sidder med den store opgave at få grundvandsbeskyttelsen ført ud i praksis.

En af de fornemmeste opgaver i indsatsplanen er at få beskrevet indsatsbehovet og prioriteret, hvad der er vigtigst og skal tages hånd om hurtigst muligt. Ud fra eksempler vises, hvorledes kommuner og miljøcentre kan prioritere indsatser så kommuner og vandværker nemmere kan udføre indsatserne. Der præsenteres metoder og et økonomisk prioriteringsværktøj for vandværker.

BAGGRUND OG FORMÅL

Når det drejer sig om indsatser til reduktion af nitratudvaskning er der især to "håndtag" at dreje på. Det ene er "Miljøgodkendelser", og det andet er "dyrknings aftaler." For vandværker kan omkostningerne være så store, at det er billigere at bruge et tredje håndtag: ny kildeplads.

I mange indsatsområder er store områder eller hele OSD udlagt som NFI. Miljøgodkendelser vil efterhånden tage hånd om krav til udvaskning, men processen er langsigtet, og gælder kun husdyrbedrifter. Kommunen kan desuden have svært ved at gennemføre stramme krav til udvaskningen af ofte politiske årsager.

Vandværker kan igennem aftaler om dyrkningsrestriktioner reducere nitratbelastningen. Disse aftaler koster op mod halvdelen af jordens værdi. I større oplande kan det dreje sig om mange millioner kroner, og så er spørgsmålet: er det mere økonomisk rentabelt at etablere en ny kildeplads?

Ved at foretage en vurdering af i hvilke områder en indsats vil give en hurtig, effektiv reduktion i nitratudvaskningen, giver man reelt vandværker og landmænd en mulighed for at beskytte grundvandet bedst muligt, og parterne får en mulighed for at foretage sig det mest økonomisk og grundvandsmæssigt optimale.

Kommune og Miljøcenter kan fremme processen ved at skærpe prioriteringen, formulere indsatsplanen så den hjælper vandværkerne, informere løbende, inddrage landbruget tidligt og have øje for, hvilke muligheder vandværkerne har indenfor de økonomiske rammer, de er underlagt med den nye vandsektorlov.

METODER

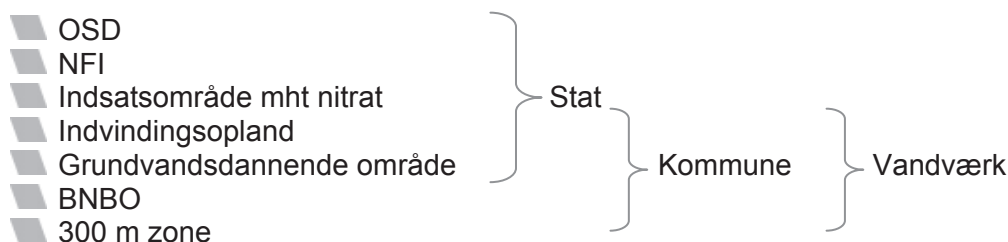
Prioritering af området

De prioriteringer, der skal foretages, er i forhold til afgrænsninger af områder, nitratudvaskningsniveauer og beskyttelsesmetode. Med beskyttelsesmetoden menes, at i nogle områder vil det være påkrævet, at der sker noget her og nu, mens det i andre ikke gør noget, at ting tager tid. Det kan stadigvæk over en lang tidshorisont være nødvendigt at få nitratudvaskningen reduceret betragteligt.

Opstillet på skemaform kan prioriteringerne se ud som i skemaet herunder. Prioriteringerne uddybes nedenfor.

Område	Niveau	Virkemiddel
NFI og grundvandsdannende område	25, 37,5, 50 mg/l eller?	Tinglyste dyrkningsdeklarationer Skovrejsning Miljøgodkendelser
NFI og indvindingsopland	25, 37,5 eller 50 mg/l eller?	Tinglyste dyrkningsdeklarationer Miljøgodkendelser
Udenfor NFI, indenfor indvindingsopland	50 mg/l?	Miljøgodkendelser Gældende regler
NFI, udenfor indvindingsopland, indenfor OSD	50 mg/l?	Miljøgodkendelser

Områdeafgrænsninger



Staten, dvs. Miljøcentrene, skal som minimum udpege OSD og NFI, Indsatsområder mht. nitrat samt indvindingsoplande ifølge deres administrationsgrundlag. De øvrige udpegninger er en "kan" opgave.

Områder udpeget som Indsatsområder mht. nitrat er pr. definition områder, hvor nitratudvaskningen er eller kan blive et problem. Området skal derfor beskyttes.

Hvis kommunen vurderer, at der skal en yderligere zonerings til for at kunne prioritere indsatser, må de i gang med at beregne grundvandsdannende områder og evt. BNBO. Ved BNBO'er sikrer man sig, at der ikke siver forureninger ned tæt på boringen. Uanset jordart. 300 m zonen er en administrativ hygiejnisk zone, hvor der ikke må ligge nedsivningsanlæg indenfor.

Udpegnings af grundvandsdannende områder er vigtig i områder, hvor beskyttelsesarealet er stort. Her er det nødvendigt at fokusere indsatsen, og det gør en forskel, hvis man kan få overblik over hvor grundvandet dannes, hvor meget der dannes, og hvor hurtigt det når indvindingsboringerne. Prioriteringen konflikter ikke med udpegnings af NFI og indsatsområ-

der mht. nitrat, da de grundvandsdannende områder blot vil skærpe fokus indenfor disse udpegninger.

Vandforsyninger foretager kun sjældent beregninger af grundvandsdannende områder. Ved etablering af ny kildeplads kan det dog blive nødvendigt for at kunne dokumentere virkninger på miljøet. Det kan også være nødvendigt for at kunne minimere beskyttelsesbehovet for den nye kildeplads.

Nitratudvasknings-niveauer

Beskyttelsesniveauet er det op til kommunen at beslutte. Drikkevandskvalitetskravet siger højst 50 mg/l nitrat i grundvandet. EU-drikkevandsdirektivet siger, at der skal skrides til handling når nitratkoncentrationen er $\frac{3}{4}$ af kvalitetskravet. I praksis indgås ofte dyrkningsaftaler om enten 50 eller 25 mg/l fordi disse to niveauer er overskuelige at nå med dyrkningsdeklARATIONER.

Hvilket niveau kommunen vælger afhænger af nuværende råvandskvalitet, jordtypen, den politiske vilje, tradition (hvor langt er landbruget vant til at gå ned?) og hvad man kan blive enige med vandværkerne om.

Aftaler eller Miljøgodkendelser?

Beskyttelsen af grundvandet kan ske ved enten dyrkningsaftaler, skovrejsning eller miljøgodkendelser.

Med miljøgodkendelser kan kommunen stille vilkår på de arealer, som anvendes til udbringning af husdyrgødning. Til gengæld får kommunen ikke fat på de arealer, der tilhører

- "Rene" planteavlsbrug
- Husdyrbrug, som ikke "fører på sig"

Miljøgodkendelser som værktøj er derfor ikke effektivt sammenholdt med indgåelse af dyrkningsaftaler.

I forbindelse med selskabsgørelsen og den nye vandsektorlov må vandværker ikke eje jord, da jorden ikke afskrives. Det gør det sværere for vandværkerne at købe jord til skovrejsning. Skovrejsningen kan derimod foregå på lige fod med andre dyrkningsaftaler. Det vigtige er at aftalerne tinglyses, så vandværket ved, at aftalen gælder for tid og evighed.

Ved indgåelse af dyrkningsaftaler er det vigtigt at have en idé om omfanget af arealerne og dermed omkostningerne. Når arealerne bliver "for store" kan det være mere omkostnings-effektivt for vandværket at have en "Plan B", nemlig en alternativ forsyning, enten fra et andet vandværk eller fra en ny kildeplads.

Hvornår Plan B træder i kraft, er et kritisk punkt, som prioriteringsværktøjet kan afklare.

Fordele og ulemper

Uanset valg af beskyttelsesmetode er der fordele og ulemper.

■ **Tinglyste varige dyrkningsaftaler**

- *Varig beskyttelse ved tinglysning af dyrkningsdeklaration*
- *Landmandens tab af jordens værdi skal erstattes som et engangsbeløb. Alternativt kan der indgås korterevarige aftaler mod erstatning for dyrkningstab*
- *Vandværkets udgift er op til 50% af jordens værdi ved reduktion af nitratudvaskningen til 25 mg/l*
- *Landmanden mister sit frie dyrkningsvalg på arealet*
- *De fleste vandværker kan pt. ikke få dækket udgiften via miljø- og servicemål.*

■ **Miljøgodkendelser af husdyrbrug**

- *Erstatningsfrit for kommune og vandværk. Driftstab for landmanden.*
- *Ansøgning kan trækkes tilbage*
- *Planteavlere inddrages ikke*
- *Omfatter kun de husdyrbrug som "rører på sig"*

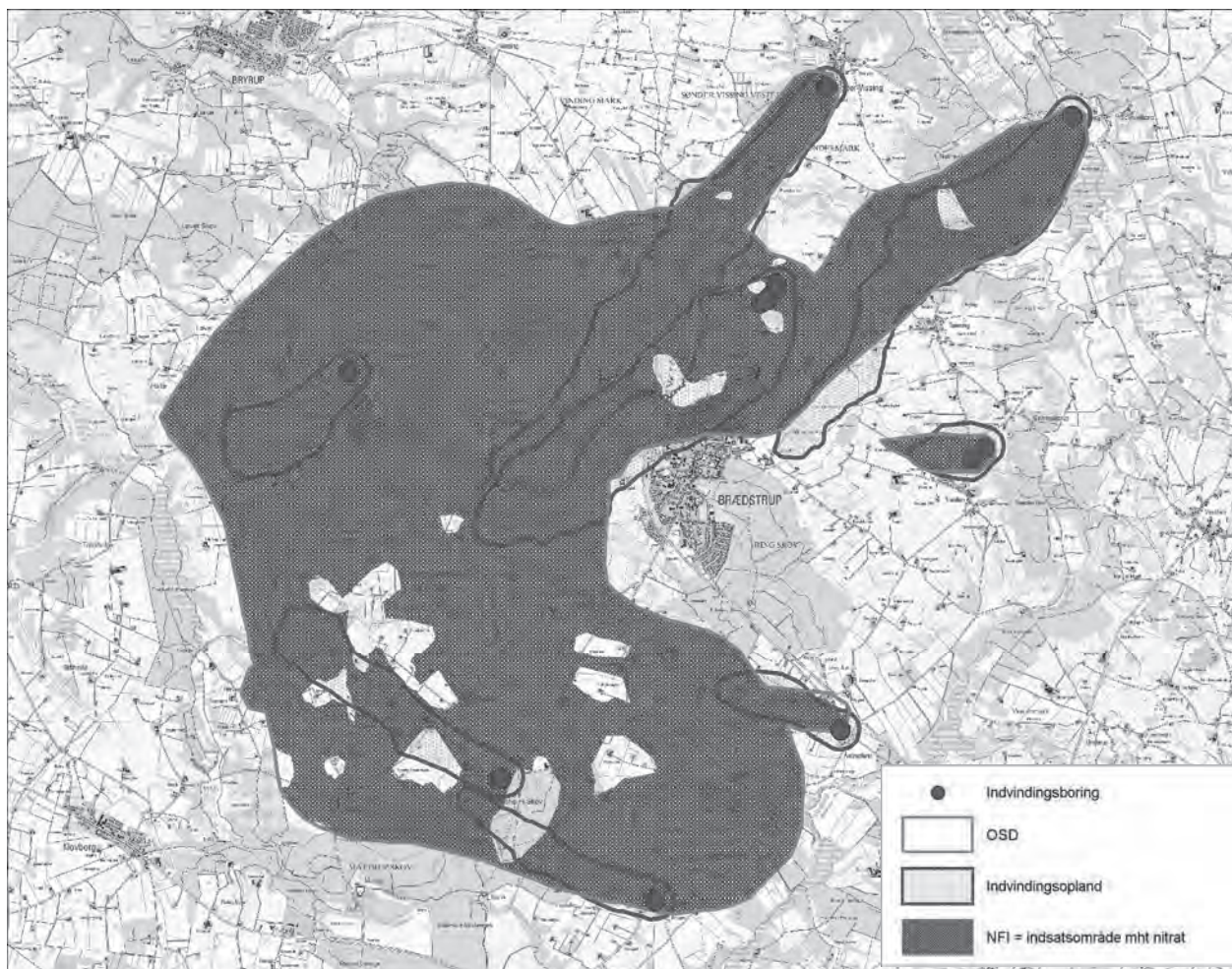
■ **Skovrejsning**

- *Varig beskyttelse ved tinglyst pesticidfri drift og dyrkningsdeklaration på hektarstøttearealer*
- *Vandværk eller kommune skal betale. Vandværker kan ikke opkøbe jorden jfr. vandsektorlov.*

Eksempel på prioritering af områder og indsatsniveau

Nødvendigheden af prioriteringer illustreres ved et eksempel fra Horsens Kommune, indsatsområde Brædstrup/Våbensholm. Kommunen skal lave en indsatsplan for et indsatsområde hvor stort set hele området er udpeget som NFI.

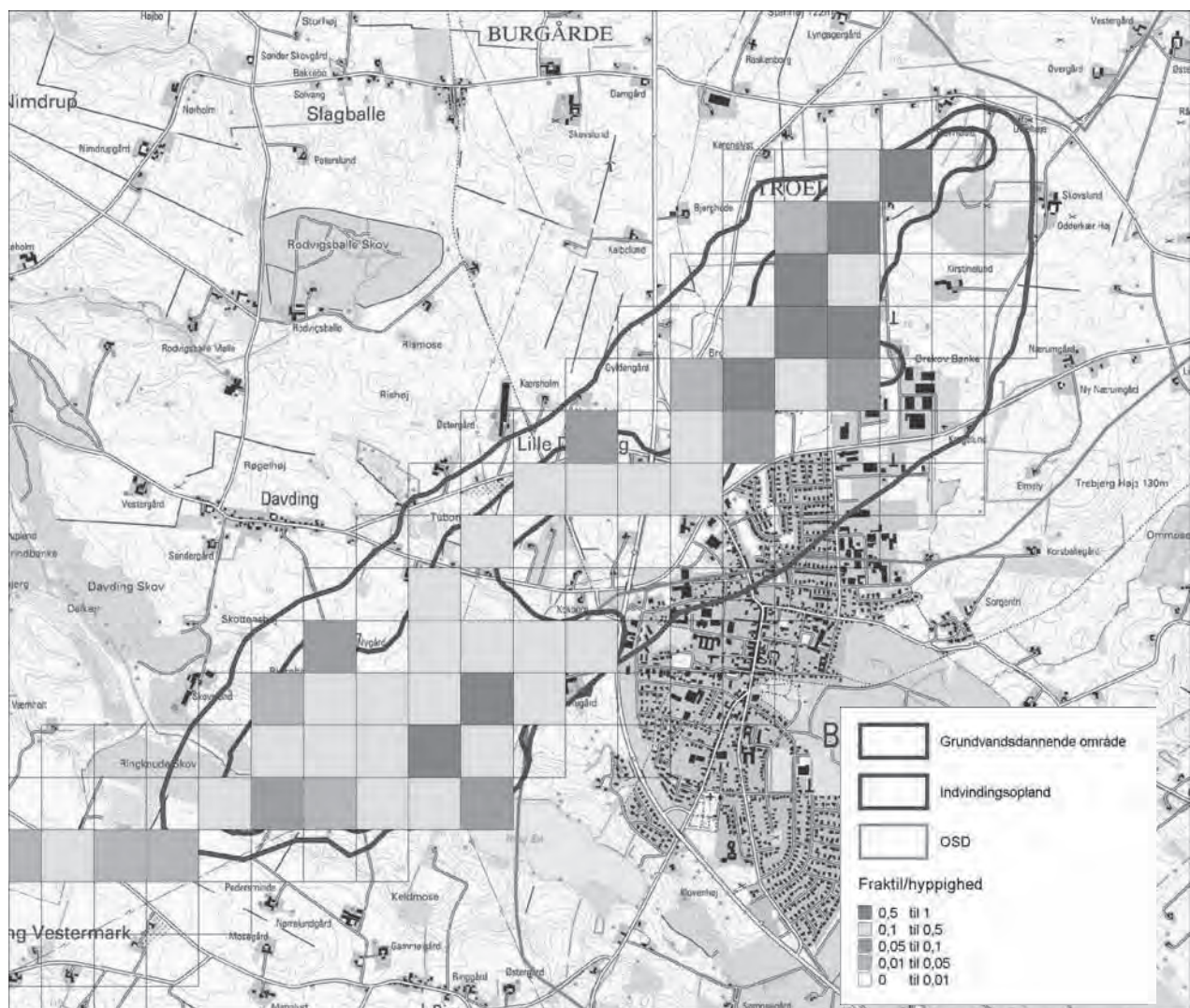
Hele NFI er desuden indsatsområde mht. nitrat, fordi der er nitrat i det øverste magasin. Størstedelen af indvindingen foregår fra et mellemliggende eller et dybt magasin men lerdæklaget er stedvist tyndt mellem de to lag. Hele NFI arealet udgør 5.832 ha. I princippet skal det sikres, at nitratkoncentrationen aldrig når op på 50 mg/l i magasinerne under det udpegede areal. Hvis det skulle nås via dyrkningsdeklarationer ville udgiften være i omegnen af 200-300 mio. kr.



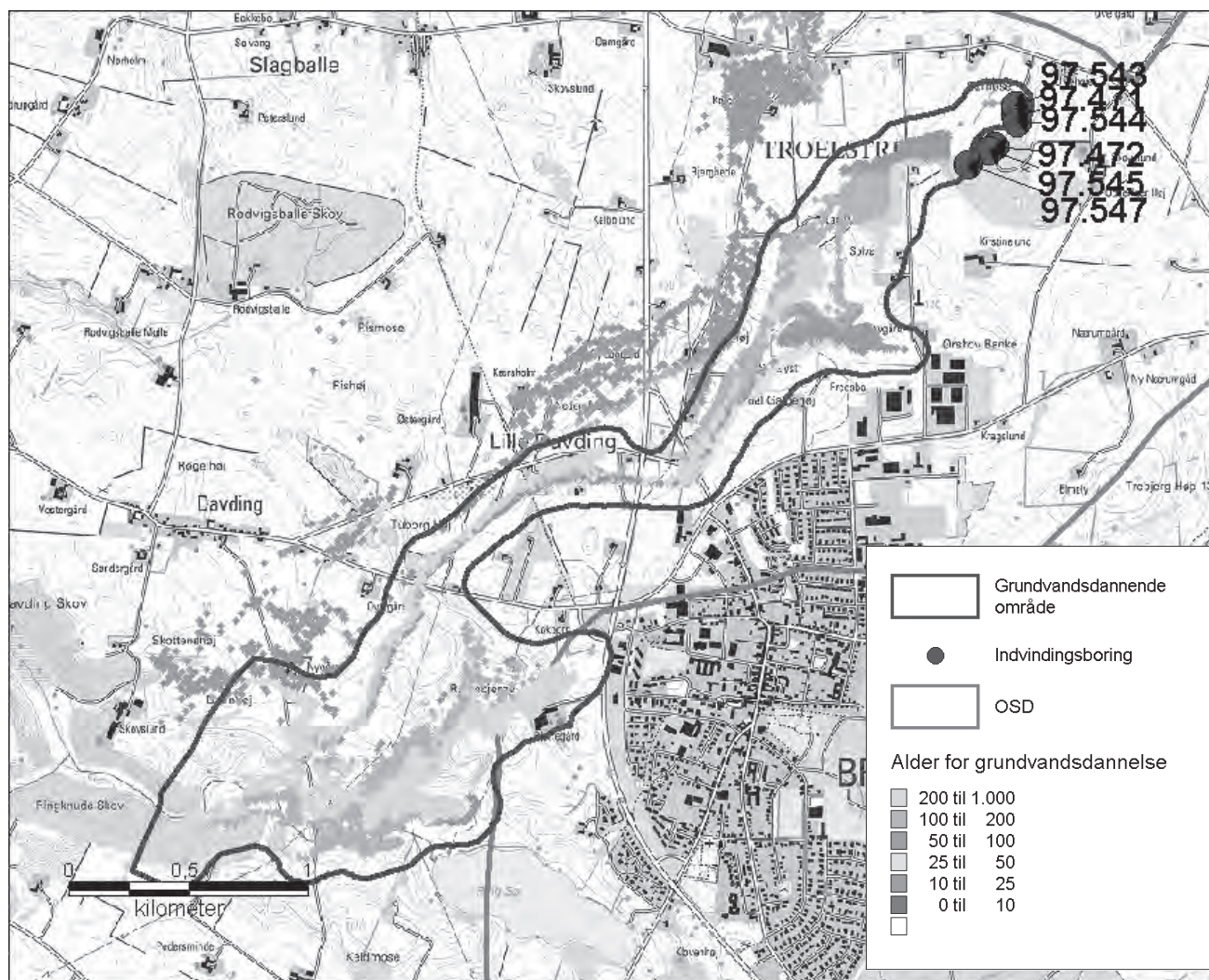
Figur 1. Udpeget NFI i Brædstrup/Våbensholm i Horsens Kommune. NFI=Indsatsområde mht nitrat = 5.832 ha.

Den umættede zone er mange steder over 40 meter tyk i området. Sårbarhedsvurderingen er foretaget på de øverste 30 meter. Mange steder er der lerdæklag mellem det øverste og mellemste magasin, men dette er ikke specifikt kortlagt. Heldigvis er der opstillet en hydrologisk model for området, og med den er det muligt at vurdere hvor grundvandet til indvindingsmagasinet dannes. De områder, hvor der både er NFI og grundvandsdannelse er derfor vigtigere at beskytte end andre områder. De områder, hvor grundvandets opholdstid er kort, og grundvandsdannelsen er stor, er de allervigtigste.

For Brædstrup Vandværk er det beregnet, at grundvandet dannes i især to områder, et nordøstligt og et sydvestligt. I det nordøstlige område er vandet omkring 25-200 år undervejs. I det sydvestlige er det over 100 år undervejs.



Figur 2. Hyppighedsfordeling over grundvandsdannelsen til Brødstrup Vandværk. Hyppighed 0,5-1 angiver hvor 50% af vandet dannes. 0,1-0,5 40%, 0,05-0,1 5% osv.



Figur 3. Områder, hvor grundvandet dannes og grundvandets alder, Brædstrup Vandværk.

En stor del af grundvandet dannes i det nordøstlige område, og vandet er relativt ungt. Her er beskyttelsen af grundvandet derfor vigtigst og haster mindre i det sydvestlige.

I forbindelse med miljøgodkendelser kan det blive kommunens krav at reducere nitratudvaskningen fra NFI-arealer til 37,5 mg/l i hele det grundvandsdannende område, i alt 186 ha. Om kravet kan effektiviseres igennem miljøgodkendelser afhænger af politisk opbakning og aftaler med landbruget. Under alle omstændigheder er det usikkert om og hvornår de nordøstlige arealer bliver omfattet af en miljøgodkendelse efter husdyrloven og det er derfor aftalt med vandværket, at vandværket indgår dyrkningsaftaler for det nordøstlige område, i alt 46 ha. Det er stadig en stor opgave for et vandværk, men dog betragteligt mindre end hele det grundvandsdannende område.

Samme procedure gennemføres for de øvrige vandværker i området. Aftalerne med vandværkerne kan blive meget forskellige, fordi nogle vandværker er så små, at det ikke er muligt

for dem at indgå dyrkningsaftaler på store arealer, mens andre har muligheden og viljen. 6 vandværker er ikke omfattet af vandsektorloven, da de indvinder $< 200.000 \text{ m}^3$, og som oftest har små vandværker ikke sparet op til grundvandsbeskyttelse.

Grundvandsbeskyttelse for enhver pris?

Den mest effektive grundvandsbeskyttelse opnås enten ved tinglyste varige dyrkningsdeklARATIONER på omdriftsarealer eller ved skovrejsning.

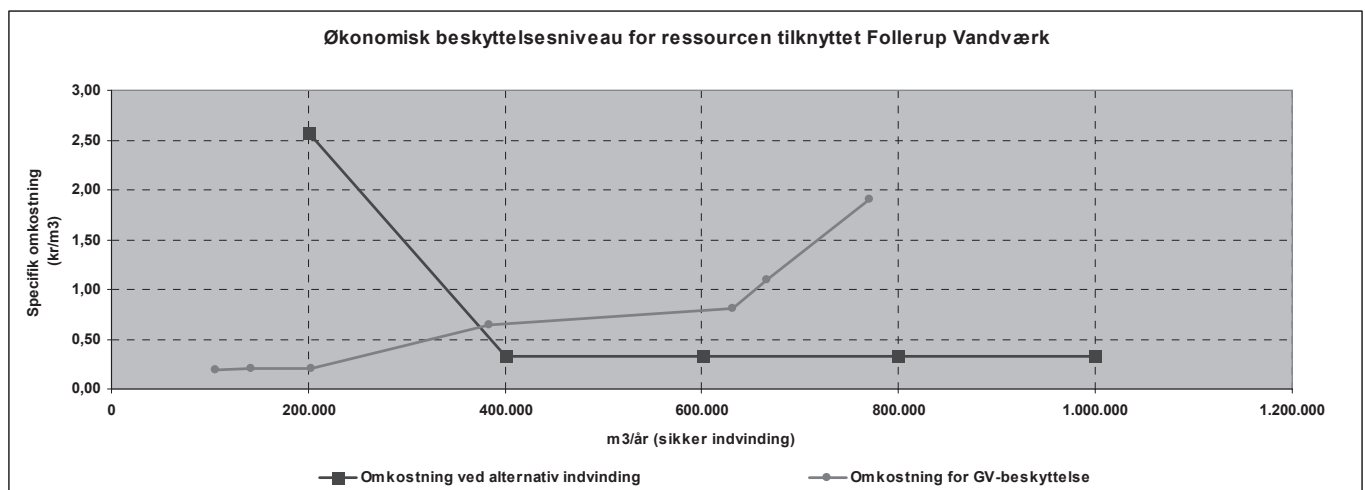
Begge dele er som oftest en opgave vandværkerne skal finansiere. Midlerne skal vandværkerne hente over vandprisen. Vandprisen er underlagt et prisloft, og grundvandsbeskyttelse hører til under miljømål og servicemål. Hidtil har kun få vandværker fået godkendt midler til miljø- og servicemål. At få godkendt midler kræver at grundvandsbeskyttelse er pålagt vandværket i indsatsplanen. Hovedparten af de hidtidige indsatsplaner har ikke været "skarpe" nok, og det er derfor kun få vandværker, der har fået midler. Midlerne er altså knappe, og vandværkerne skal alvorligt overveje om omkostningen til grundvandsbeskyttelse står mål med etablering af en ny kildeplads.

Illustrationen nedenfor viser dels vandprisen ved etablering af en ny kildeplads med fem borer til indvinding af 1 mio. $\text{m}^3/\text{år}$ (blå) og dels vandprisen ved at øge sikkerheden på den eksisterende kildeplads gennem grundvandsbeskyttelse (rød). Figuren viser, at op til et vist niveau kan det bedst betale sig at øge ressourcen gennem grundvandsbeskyttelse ("de laveste frugter plukkes først"). Herefter er det billigst at etablere et supplerende kildefelt.

En alternativ forsyning kan være vand fra et andet vandværk eller en ny kildeplads. Ved etablering af en ny kildeplads skal der ofte også beskyttes mod nedsivende nitrat, - en udgift, der skal medregnes.

I beregning af omkostningerne til etablering af en alternativ kildeplads indgår:

- Pris på forundersøgelse
- Etableringsomkostning
- Boreddybde
- Råvandsledning
- Risiko for manglende tilladelse/nitte
- Naturlig beskyttelsesgrad for den nye boring
- Afskrivning af eksisterende anlæg



Figur 4. Omkostninger ved grundvandsbeskyttelse kontra alternativ vandforsyning.

KONKLUSION

På indsatsplanens vej fra de statslige kortlægninger over kommunens bord og til vandværkernes udførelse af indsatser i praksis er det vigtigt at huske:

- Prioriteringen af områder skal være udformet konkret, i tilpas små enheder og med gennemførlige udvaskningsniveauer, således at det er realistisk at gennemføre planen for vandværkerne.
- Indsatsplanen skal skrives så konkret som muligt så vandværker har mulighed for at få midler over vandprisen.
- Udpege områder så godt som muligt ud fra kortlægningen, så det er overkommeligt for kommuner at foretage en prioritering. Bedst tilgængelige viden bør bruges også selv om det er en "kan" opgave.

NITRAT I DANSK GRUNDVAND GENNEM DE SIDSTE 60 ÅR

Seniorforsker Birgitte Hansen
Seniorrådgiver Lærke Thorling
Afdeling for Grundvands- og Kvantærgeologisk Kortlægning
GEUS

Forskningsleder, Tommy Dalgaard
Integrerede Geografiske og Sociale Studier
Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Aarhus Universitet

Lektor Mogens Erlandsen
Afdeling for Biostatistik, Institut for Folkesundhed
Aarhus Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

En ny analyse af udviklingen i nitratkoncentrationerne i iltet grundvand og kvælstof- (N) overskuddet i dansk landbrug siden 1950 viser tydelig evidens for en effekt af reduceret nitratudvaskning på iltet grundvands nitratkoncentrationer i Danmark. Resultaterne er for nylig publiceret i Environmental Science & Technology (Hansen m.fl., 2011).

INDLEDNING OG BAGGRUND

I Danmark skal vi mestre balancegangen mellem en drikkevandsforsyning, som er baseret på næsten 100 % grundvand og et intensivt landbrug. Det er velkendt, at intensiv landbrugsproduktion og et stort forbrug af kvælstof resulterer i tab af kvælstof til jord, vand og atmosfæren. For eksempel er mange indvindingsboringer lukket på grund af nitratforurening, og ca. 15 % af Danmarks areal var i 2005 udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder (Hansen & Thorling, 2008). Miljøeffekterne ved tab af kvælstof fra landbrugsproduktionen er veldokumenterede og inkluderer bl.a.: fald i biodiversitet, eutroficerende af økosystemer og vandmiljø, forsuring, global opvarmning via emission af N_2O og diffus forurening af grundvandet. Både den danske lovgivning og EU's direktiver har netop til formål at regulere landbruget og beskytte natur og miljø. Men hvordan er det gået med udviklingen i nitratindholdet i grundvandet de sidste 60 år?

Igennem de sidste 100 år, og særligt efter anden verdenskrig, har udviklingen i dansk landbrug medvirket til en stigende velfærd i samfundet ved en stigende landbrugsproduktion og forbedret udnyttelse af næringsstofferne. Udviklingen i landbrugsproduktionen op til 1980'erne har været styret af et stigende forbrug af kunstgødning og importeret foder til dyrene hvilket har resulteret i et højt gødningsforbrug og en høj omsætning af kvælstof.

Dansk landbrug har oplevet en kraftig strukturel udvikling mod større og mere intensive landbrug ligesom i andre industrielle lande. Især har den danske husdyrproduktion haft en voldsom vækst, og siden 1970 har den danske svineproduktion for eksempel udgjort den største animalske produktionsgren i Danmark. Svineproduktionen er steget fra 3.2 millioner svin per år i 1950 over 11.2 millioner svin per år i 1967 til 20.9 millioner svin i 2007. Den danske fødevareproduktion stod i 2010 for 23 % af den private sektors omsætning og investering, 21 % af eksporten og 16 % af beskæftigelsen (Danmarks Statistik, 2010).

Intensiv landbrugsproduktion vil resultere i udvaskning af nitrat på grund af mineralisering af kvælstof i jorden, og fordi mængden af kvælstof i jorden oftest overstiger planternes behov. Dette resulterer i forurening af grundvand, som dermed truer drikkevandsressourcerne og økosystemerne som modtager grundvand.

Nitrat, som udvaskes til grundvandet, opfører sig som et kemisk inert stof i iltet grundvand, idet reaktiviteten af organisk stof generelt er lav under rodzonen. Derfor er der i dette indlæg fokuseret på iltet grundvand, da nitratkoncentrationer her repræsenterer nitratudvaskningen fra rodzonen.

Bestemmelse af grundvandets alder ved datering muliggør sammenligning af tabet af kvælstof fra landbruget med det målte nitratindhold i grundvandet. Datering af grundvandet er dermed vigtig i forhold til f.eks. at kunne vurdere effekten af de danske vandmiljøplaner på grundvandets kvalitet.

FORMÅL

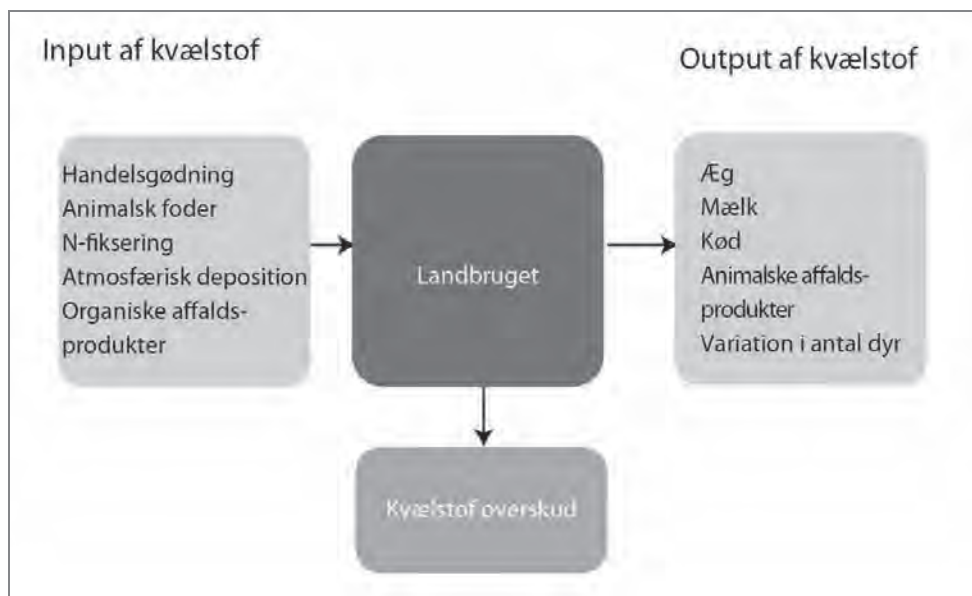
Dette indlæg vil sammenstille nitrattrends i iltet dansk grundvand siden 1950 med strukturelle ændringer i landbruget som er relateret til det årlige nationale N overskud i landbruget, baseret på data fra den nationale overvågning. Formålet er at præsentere to forskellige statistiske metoder:

- Bestemmelse af den generelle nitrattrend i dansk iltet grundvand.
- Aggregering af de individuelle nitrattrends i indtag med iltet grundvand i forhold til alderen af grundvandet.

METODER

Det danske overvågningsprogram har nu produceret ca. 20 års tidsserier af nitratinholdet i grundvandet. Desuden findes der nationale opgørelser over kvælstofoverskuddet (se definition i figur 1) i dansk landbrug gennem de sidste 60 år fra Danmarks Statistik (2010). Bestemmelse af alderen af grundvandet er udført med CFC (chlorofluorocarbon) metoden. Den statistiske dataanalyse er udført med SAS software systemet (SAS, 2008).

Bestemmelse af den generelle trend er udført ved en stykkevis lineær regressionsanalyse med ukendt knæpunkt med PROC MCMC. Trendanalyse af udviklingen i nitratkoncentrationerne i individuelle borer er udført som en simpel lineær regression med PROC REG. Fordelingen af trends i forhold til 3 aldersgrupper af grundvandet er sammenlignet i en regressionsmodel med separate regressionslinjer for hver aldersgruppe ved PROC MIXED rutinen.



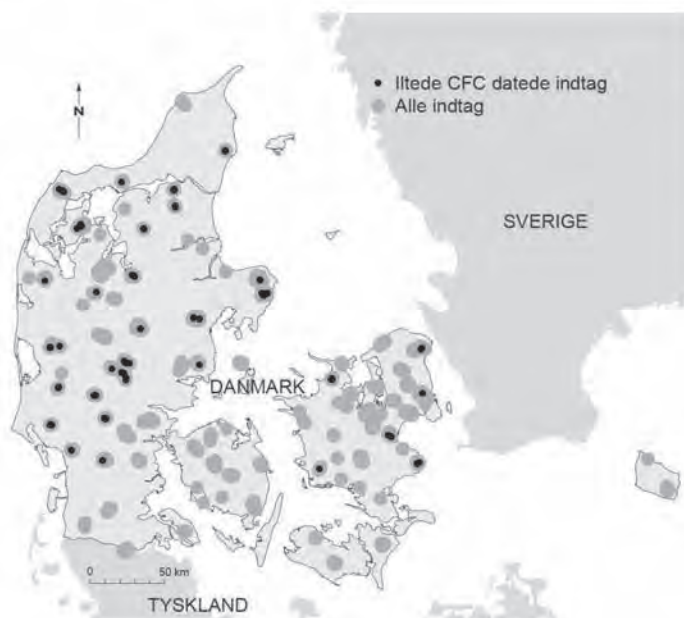
Figur 1. Input-output princip til beregning af kvælstofoverskud i landbruget på en årlig national skala.

DATA

Grundvandsanalyserne som præsenteres i dette indlæg, er downloaded fra JUPITER i oktober 2009. I alt består data af 37.372 nitratanalyser fra 1189 indtag fra den danske grundvandsovervågning, prøvetaget i perioden fra 1973-2009 (se figur 2). Der er udvalgt en undergruppe af data efter de følgende kriterier:

1. Indtag med iltet CFC dateret grundvand udvælges (Iltet grundvand defineres som: nitrat > 1 mg/l, jern < 0,2 mg/l og ilt > 1 mg/l)
2. Indtag med mere end 8 års tidsserier udvælges
3. Indtag med ustabile redoxforhold fravælges
4. Outliers fravælges (f.eks. etableringseffekt)

Undergruppen af data består af 5321 nitratanalyser fra 152 indtag prøvetaget i perioden fra 1988-2009.



Figur 2. Placeringen af alle indtag i den nationale grundvandsovervågning og indtag med iltet CFC dateret grundvand.

RESULTATER OG DISKUSSION

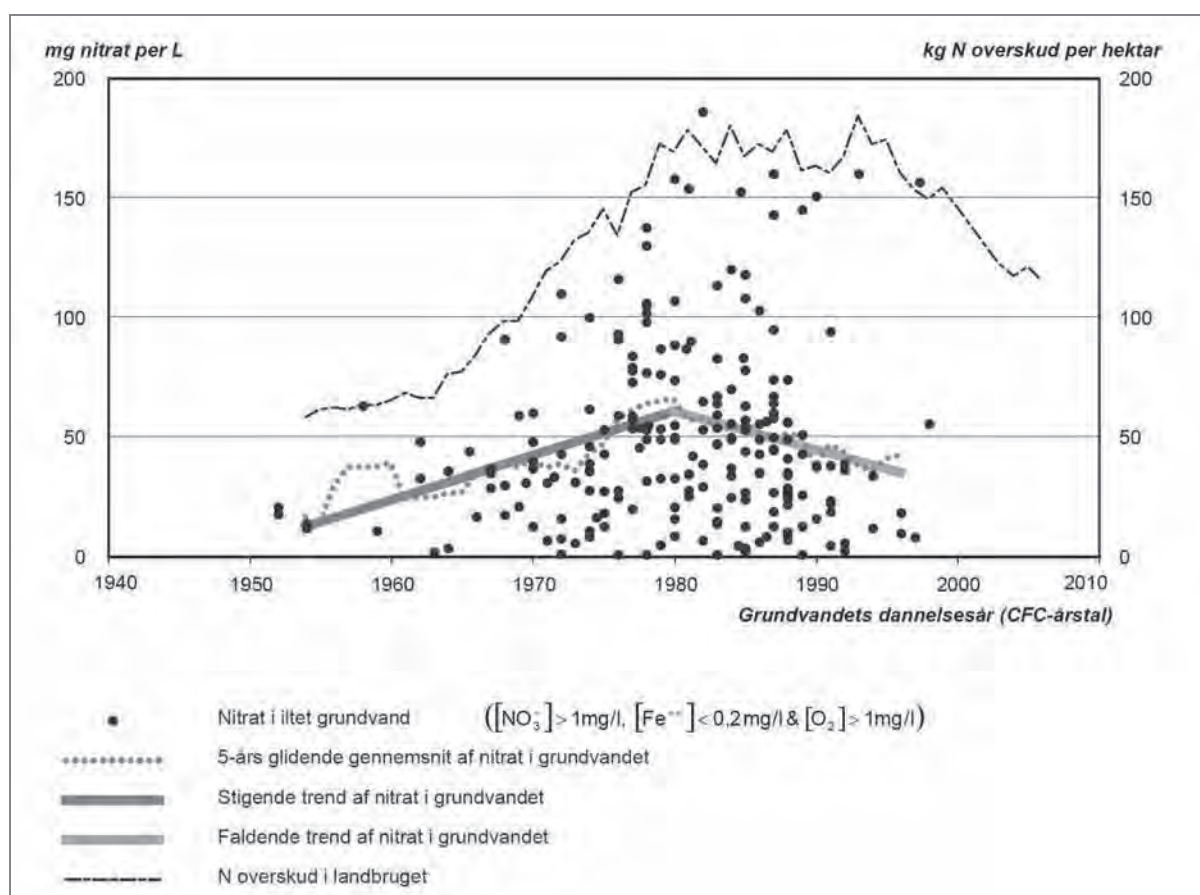
Den generelle trend

I figur 3 er vist den generelle nitratrend i dansk iltet grundvand baseret på nitratkoncentrationen i 194 iltede CFC-daterede indtag, fundet ved kriterium 1 omtalt i forrige afsnit om "DATA". Placeringen af disse indtag er også vist i figur 2 (iltede CFC daterede indtag).

Statistisk trendanalyse viser at udviklingen i nitratindholdet i iltet grundvand kan beskrives med en stykkevis lineær funktion med knæpunkt i 1980 ($\pm 3,4$ år) med en signifikant stigende trend (ca. 1,83 mg/l/år) før og en signifikant faldende trend (ca. -1,61 mg/l/år) efter 1980 (95 % konfidensniveau).

Udviklingen i nitrattindholdet i iltet dansk grundvand reflekterer tydeligt udviklingen i det nationale kvælstofoverskud med et knæpunkt omkring 1980 (se figur 3). Regulering og tekniske forbedringer i det intensive danske landbrug har succesfuldt resulteret i en reduktion af kvælstofoverskuddet med 40 % siden 1980'erne. På samme tid er niveauet for afgrødeudbytterne opretholdt, og den animalske produktion af især svin er steget markant.

Opbremsningen omkring 1980 i dansk landbrugs kvælstofoverskud og nitrattindholdet i iltet grundvand optræder dermed før igangsættelse af den 1. vandmiljøplan i 1985 og de efterfølgende aktionsplaner i 1987, 1991, 1998, 2000, 2001, 2004 osv. som har fokuseret på reduktion af landbrugets kvælstofoverskud som den vigtigste kilde til kvælstofudvaskning. Årsagen til opbremsningen omkring 1980 kan skyldes flere forhold omkring strukturudviklingen i landbruget, som f.eks. reduktion af N tab fra punktkilder ved bedre opbevaring og behandling af spildevand i landområder, og reduceret afstrømning fra stalde, ensilagekuler og møddinger.

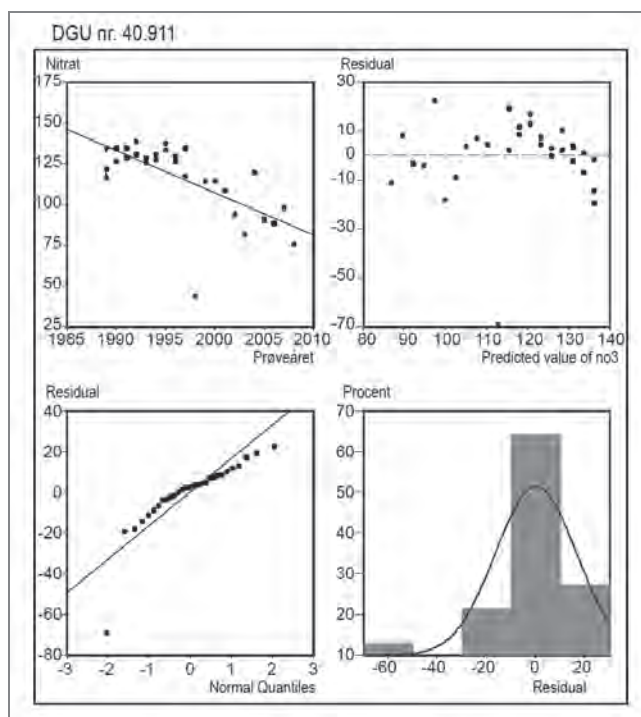


Figur 3. Den generelle nitrattrend i dansk iltet grundvand. Tidsserier af det årlige gennemsnitlige N overskud i landbruget er sammenstillet med nitratkoncentrationen i indtag med iltet CFC-dateret grundvand.

Individuelle trends

Det er vurderet, at fordelingen af residual nitratanalyser fra hvert indtag er typiske for normale fordelte data (se eksempel i figur 4). Derfor blev det valgt at bruge en simpel lineær re-

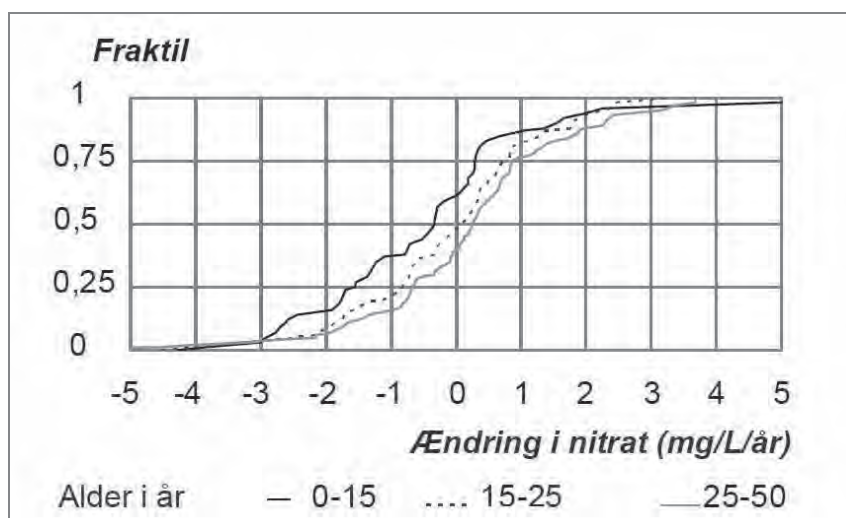
gressionsmodel til trendanalyserne af nitratkoncentrationerne i hvert af de 152 indtag fundet efter kriterierne i forrige afsnit om "DATA".



Figur 4. Eksempel på lineær regressionsanalyse og tjek for normalitet i et indtag med en signifikant faldende nitratkoncentration på 95 % konfidensniveau. Enheder er i mg nitrat per l.

Trendanalyse af nitratindholdet i de 152 indtag med iltet grundvand er i figur 5 vist som et fordelingsplot. Figuren viser de individuelle nitratrends (ændringer i nitrat, mg/l/år) i indtag med iltet grundvand grupperet i forhold til alderen af grundvandet.

"Ændring i nitratindhold" er lig hældningskoefficienten af de rette linjer fundet ved lineær regression af udviklingen i nitratindholdet som vist for ét indtag i figur 4. Negative x-værdier repræsenterer faldende trends mens positive værdier repræsenterer stigende trends. 71 % af indtagene har signifikante trends, og heraf er 38 % faldende mens 33 % er stigende. De resterende 29 % har ingen signifikante trends på 95 % konfidensniveau.



Figur 5. Fordelingen af individuelle nitrattrends (ændringer i nitrat, mg/l/år) i indtag med iltet grundvand grupperet i forhold til alderen af grundvandet. "Ændring i nitratinhold" er lig hældningskoefficienten af de rette linjer fundet ved lineær regression af udviklingen i nitratinholdet som vist for ét indtag i figur 4.

Resultaterne viser, at der i det alleryngste iltede grundvand (0-15 år gammelt) er flest filtre med en faldende trend i nitratinholdet i forhold til ældre iltet grundvand (15-50 år gammelt) (se figur 5). Selvom den generelle trend vist i figur 3 viser et knæpunkt omkring 1980, så viser de individuelle resultater i figur 6 et mere komplekst billede. En signifikant faldende nitrattrend (se tabel 1) er fundet i 44 % af det yngste iltede grundvand (0-15 år), 27 % af det medium gamle iltede grundvand (15-25 år) og 9 % af det ældste iltede grundvand (25-50 år). Til sammenligning er der fundet en signifikant stigende nitrattrend i 18 % af det yngste iltede grundvand (0-15 år), 30 % af det medium gamle iltede grundvand (15-25 år) og 64 % af det ældste iltede grundvand (25-50 år). Den statistiske analyse viser desuden, at de 3 aldersgrupper af data er signifikant forskellige.

Grundvandets alder	Stigende trend	Faldende trend	Ikke-signifikant trend	Total
0-50 (alle)	50 (33 %)	44 (38 %)	58 (29 %)	152 (100 %)
0-15	10 (18 %)	24 (44 %)	21 (38 %)	55 (100 %)
15-25	19 (30 %)	17 (27 %)	28 (43 %)	64 (100 %)
25-50	21 (64 %)	3 (9 %)	9 (27 %)	33 (100 %)

Tabel 1. Antallet (%) af statistisk signifikante stigende og faldende nitrattrends samt ikke-signifikante nitrattrends på et 95 % konfidensniveau af iltede CFC-daterede indtag grupperet i forhold til alderen af grundvandet.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

De præsenterede resultater viser en tydelig effekt af reduceret nitratudvaskning på grundvandets nitratinhold i Danmark gennem de sidste 30 år. De danske overvågningsdata viser,

at "det gør en forskel" at reducere forureningen på jordoverfladen i forhold til at forbedre grundvandskvaliteten. Dog er det vigtigt at pointere at vi langt fra er i mål i Danmark i forhold til at forbedre miljø- og naturtilstanden. Evalueringen af Vandmiljøplan III viste, at målene ikke har haft den nødvendige og forventede effekt på alle dele af det danske miljø. For eksempel er de indre danske farvande blandt de marine områder i verden som oftest oplever iltmangel. I forhold til EU-lovgivningen er det derfor nødvendigt fortsat at mindske nitratindholdet i grundvandet for at sikre god økologisk status af de indre danske farvande og god kemisk status af grundvandet.

REFERENCER

Hansen, B. & Thorling, B., 2008. Use of geochemistry in groundwater vulnerability mapping in Denmark. Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin, 15, 45-48.
www.geus.dk/publications/bull.

Hansen, B., Thorling, L., Dalgaard, T. & Erlandsen, M., 2011. Trend Reversal of Nitrate in Danish Groundwater – a Reflection of Agricultural Practices and Nitrogen Surpluses since 1950. Environmental Science & Technology, 45, 228-234.

SAS, 2008. SAS/STAT 9.2. 2008. Cary, NC: SAS Institute Inc.

Danmarks Statistik, 2010. Statistikdatabasen. www.dst.dk.

HVOR SKAL VI HENTE DET RENE VAND OM 10 ÅR? - PESTICIDER SOM EKSEMPEL

Hydrogeolog, ph.d. Peter R. Jørgensen
PJ-bluetech

Geolog Jesper Bruhn Nielsen
Hydrogeolog Jan Kürstein
NIRAS A/S

Seniorforsker Niels Henrik Spliid
Århus Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Grundvandsovervågningen viser mange steder et stigende indhold af pesticider, der i dag regnes for en af de væsentligste trusler mod vandforsyningerne. For stoffet BAM, det mest almindelige forureningsstof i grundvandet, stemmer dette overens med modelfremskrivninger, som peger på over 75 års varighed af forureningen i drikkevandsboringer for visse kombinationer af geologi, vandbalance og placeringer af vandindvinding i oplandet. Men fremskrivningerne viser samtidig meget store forskelle i varigheden for de forskellige typer geologi, som findes i Danmark. Dette gør det til en udfordring i indsatsplanlægningen at sikre rent drikkevand indenfor en tidshorisont, der dækker behovet for rent drikkevand. Indlægget vurderer, under hvilke forhold BAM og andre forureninger vil klinge hurtigst af med vurderinger af tilhørende tidshorisonter. Indlægget skitserer på dette grundlag, hvorledes modelfremskrivninger vil kunne bidrage til, at kommunernes indsatsplanlægning ikke blot sikrer rent vand, men at dette også sker indenfor en brugbar tidshorisont i forhold til vandforsyningsbehovene i kommunerne.

INDLEDNING OG BAGGRUND

Grundvandsovervågningen har mange steder vist en stigende tendens til indhold af pesticider, der i dag regnes for en af de væsentligste trusler mod vandforsyningerne. En stor del disse pesticider kommer fra gamle forureningskilder, hvor den aktive forurening ofte er ophørt for mange år siden. Samtidig vil der være tendens til, at forurening fra nye kilder er aftagende som følge af mere restriktiv godkendelse/varsling og forbedret praksis omkring håndteringen af pesticiderne. Dette sætter fokus på de gamle forureningskilder som afgørende for, hvor vi kan hente pesticidfrit vand om f.eks. 10 år.

For BAM, det mest udbredte forureningsstof i grundvandet, peger modelfremskrivninger på, at der, alt andet lige, kan være over 50 års forskel i forureningsvarigheden i vandindvindingsboringer i grundvand hhv. med og uden morænedæklag /1/. BAM nedbrydes ifølge foreliggende undersøgelser meget langsomt eller slet ikke i grundvandszonen og er dermed et "worst case" forureningsstof, men tilsvarende store forskelle i forureningsvarigheder gælder også for andre pesticider og forureningsstoffer med høj persistens i grundvandszonen. Disse store forskelle i forureningsvarighed repræsenterer en vigtig udfordring i indsatsplanlægningen med ikke blot at sikre rent vand, men også, at dette sker indenfor en tidsramme, der harmonerer med vandforsyningsbehovene i kommunerne. For at løse denne opgave effektivt er der et behov for en målrettet prioritering af områder, hvor der naturligt dannes rent grundvand hurtigt efter en iværksat forureningsforebyggelse og oprydning af eksisterende forureningskilder.

Der findes en lang række metoder til risikovurderinger og prioritering af indsatsen overfor forureningskilder, som i forskellig grad muliggør dynamiske fremskrivninger af forureningsvarighed i grundvand, f.eks. /1-5, 10/.

Som eksempel udførte Miljøstyrelsen i 2002 og 2005 modelfremskrivninger, der medtog sprækker i morænedæklag vha. /4 og 5/ for at perspektivere og varighedsvurdere forurening med ukrudtsmidlet dichlobenil og metabolitten BAM i grundvand og på vandværker /1, 2/. Fremskrivningerne blev udført som helhedsvurderinger af potentielle forureningskilder i grundvandsoplande ud fra beregnede gennemsnitlige kildestyrker (baseret på den solgte mængde af dichlobenil siden stoffets markedsføring i 1963 /1/). Disse tal blev ved dynamisk

modellering kombineret med data for stofegenskaber (sorption og nedbrydning), hydrogeologi og vandindvindingsforhold i scenarieberegninger for danske geologiske hovedtyper af grundvandsmagasiner /1/ og i 2 konkrete grundvandsoplande /2/. Den anvendte modelmetode viser god overensstemmelse med målte BAM koncentrationer fra grundvandsovervågning og tidsserier fra vandværker /1,2,6/.

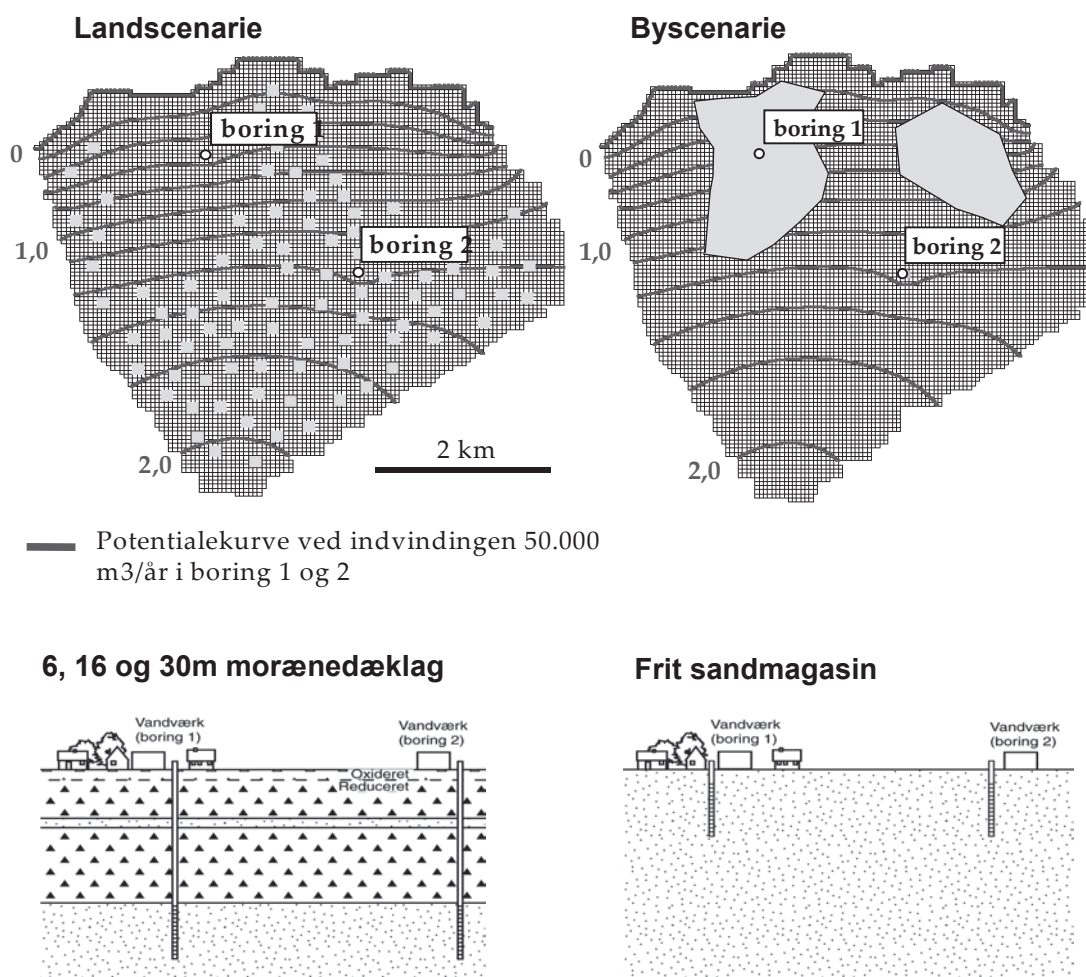
Med udgangspunkt i BAM undersøgelserne er formålet med dette indlæg at vurdere, for hvilke kombinationer af geologi, hydrologi og placeringer af vandindvindingsboringer i et grundvandsopland, der kan forventes væsentlige forbedring af grundvandkvaliteten mht. BAM forurening indenfor tidsrammen 10 – 20 år. Formålet er endvidere at vise, hvor der er længst og kortest varighed samt størst kortsigtet grundvandsrisiko fra forureningskilder generelt mhp. at kunne afgrænse, beskytte og oprydde områder, hvor der er mulighed for hurtig dannelse/ dyrkning af rent grundvand i forureningsbelastede områder. Endelig er det formålet at give eksempler på, hvorledes modelfremskrivninger kan benyttes i indsatsplanlægning til ikke blot at sikre rent vand, men også at sikre at dette sker indenfor en bekendt tidshorisont set i forhold til vandforsyningsbehovene i kommunerne.

FORURENINGSVARIGHED – STYRENDE PARAMETRE OG DATA

Forureningsvarigheden i grundvandet og vandindvinding bestemmes af samspillet mellem oplandsgeologi, hydrologi, strømningsveje og tid i forhold til placeringer af boringer, indvindingen, forureningskilder, kildestyrker og stofegenskaber (nedbrydning og sorption). Bortset fra stofegenskaberne indgår disse parametre i gebyrkortlægningen eller i kommunernes indsatsplanlægning, hvor data i mange tilfælde findes på digital kortform og tillige ofte er opkoblet på eksisterende kalibrerede grundvandsmodeller, f.eks. /2/. Stofegenskaberne er nøgleparametre, hvor værdier kan findes i databaser for pesticider /3/ og andre forureningsstoffer /7,8/. I Miljøstyrelsens BAM projekter /1,2/ blev udført specifikke bestemmelser for stofparametrene, hvilket kan prioriteres, hvis der er væsentlig usikkerhed om værdierne i den konkrete anvendelsessituation. Ved manglende forureningsdata for kritisk beliggende forureningskilder kan der udføres konkrete flux-bestemmelser, som beskrevet i /9/. Endelig findes der en relativt stor datamængde for sprækker i lerlag og kalk, der erfaringsmæssigt muliggør realistiske risikovurderinger og modelfremskrivninger /2,6,10,15/. For konkrete indvindingsoplande kan sprækkeparametrene endvidere modelkalibreres vha. CFC målinger i vandindvindingsboringer, hvilket i væsentlig grad eliminerer evt. usikkerhed om disse parameterværdier /11/.

SCENARIEBEREGNINGER

Figur 1 viser et grundvandsopland med 2 vandindvindingsboringer for 2 scenarier af BAM forureningskilder (by- og landscenarie) med gennemsnitlige beregnede kildestyrker for et frit grundvandsmagasin af sand og samme magasin dækket af moræneler med forskellig tykkelse og grundvandsdannelse /1/. Figur 2 og 3 viser scenarieberegninger af BAM forureningen og dens varighed i grundvandet og vandindvindingsboringerne for de viste scenarier. Modelberegningerne medtager strømning og stoftransport i sprækker i morænedæklagene og er nærmere beskrevet i /1/.

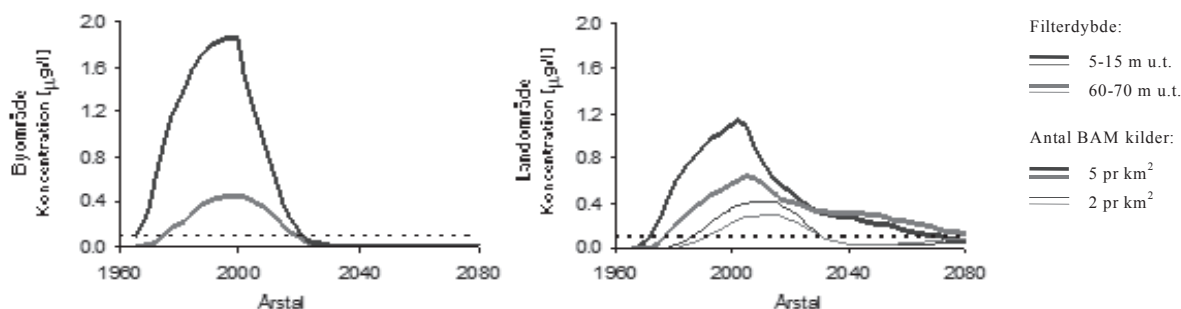


Figur 1. Øverst: Gårdspladser (gule kvadrater) og byområder (gule felter) som BAM forureningskilder samt placering af vandindvindingsboringer i hhv. land (tv.) og byområdet (th.) i samme grundvandsopland for alle scenarieberegninger i figur 2 og 3. Nederst, 6m, 16m og 30m dæklag af moræneler over grundvandsmagasin (tv) og frit grundvandsmagasin (th.). Yderligere beskrivelse findes i /1/

Den anvendte forureningsperiode (1964-2000) og kildestyrke er ens i alle simuleringerne /1/. Endvidere er alle geologiske og hydrologiske parametre samt vandindvindingen konstante indenfor det enkelte scenarie mhp. at sammenligne forureningsvarigheden for de forskellige situationer mht. geologi og placeringer af forureningskilder.

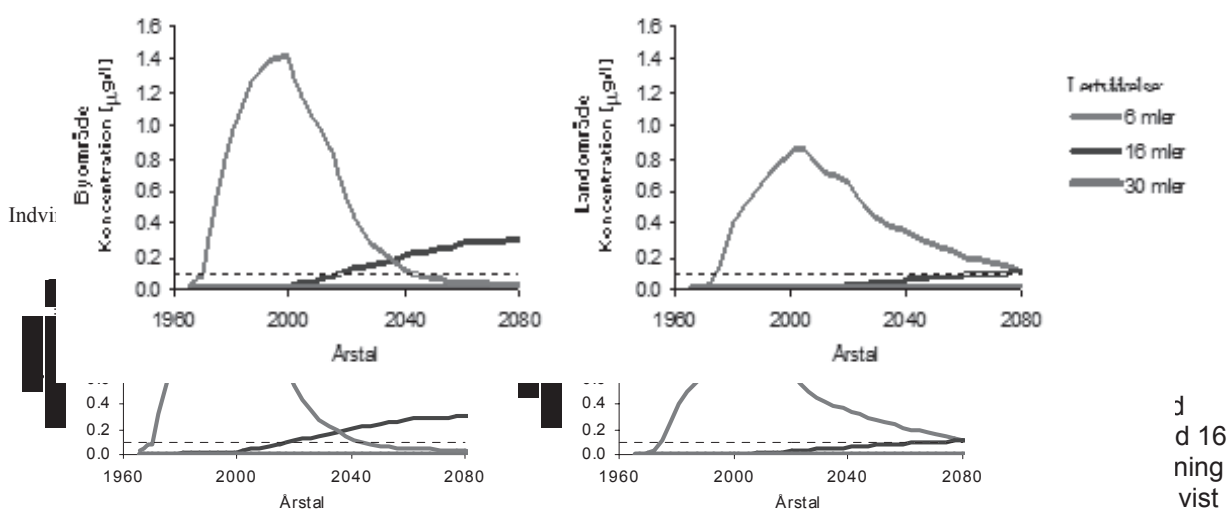
Scenarie med frit sandmagasin

Indvinding 50.000 m³/år



Scenarie med dæklag af moræneler

Indvinding 50.000 m³/år



med stiplede linje.

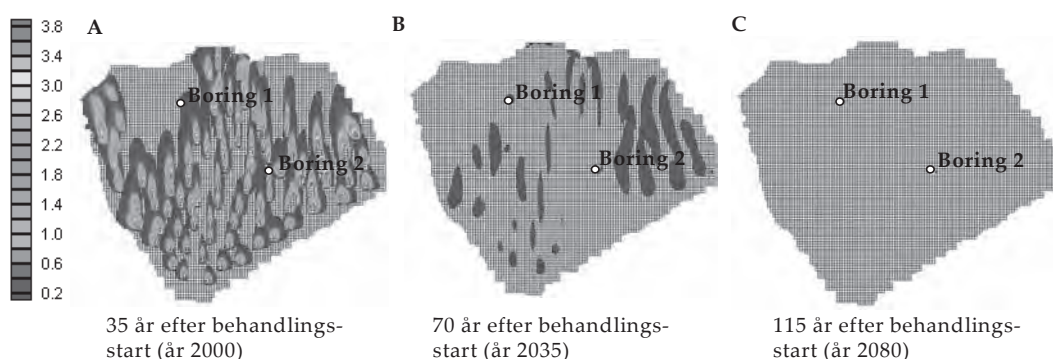
Figur 2 viser den simulerede BAM forurening i de 2 vandindvindingsboringer dels i det fri sandmagasin uden lerdæklag og dels i samme magasin med 3 forskellige tykkelser dæklag af moræneler. For alle geologiske scenarier er vist simuleringer for de 2 forskellige placeringer af foreningskilder, der hhv. dækker en mindre opstrøms del af indvindingsoplandet (boring 1 i byscenariet, fig.1) og hele opstrømsdelen af indvindingsoplandet (boring 2 landscenariet, fig.1).

For scenarierne med frit sandmagasin viser simuleringerne høje BAM koncentrationer i boringerne frem til moderstoffet dichlobenils udfasning i år 2000. I byscenariet falder BAM koncentrationen herefter hurtigt og når under grænseværdien i cirka 2020. Dette indikerer, at der sker en naturlig retablering af drikkevandkvaliteten i vandindvindingsboringen indenfor en tidshorisont på 10 år for dette scenarie. Det fremgår samtidig, at faldet sker langsommere i landområdet. Forskellen skyldes, at der sker lateral tilførsel af BAM fra forureningskilderne fra hele indvindingsoplandet i landscenariet, mens der kun er kort afstand til de fjerneste opstrømskilder i byscenariet, figur 3. De to scenarier illustrer, at det i varighedsbetragtninger kan være vigtigt at tage højde for forureningskilder langt opstrøms for indvindingsboringerne, hvilket understreger behovet for at anvende et helhedskoncept for grundvandsoplandet i si-

mulighederne. For scenarierne med tyndt morænedæklag (6m), viser simuleringerne også et relativt hurtigt fald i BAM koncentrationen for byscenariet umiddelbart efter moderstoffets udfasning i år 2000, mens der er meget længere varighed for scenarierne med tykkere lerlag, hvor BAM koncentrationen stiger frem til omkring år 2080 for lertykkelsen 16 m, mens den ikke når over drikkevandskravet ved 30 m morænedæklag. Den meget lange varighed skyldes frigivelse af den akkumulation af forurening der sker mellem sprækkerne i lerlaget, hvilket er en afgørende faktor at medtage i forureningsvurderingerne /11-13/. Det høje BAM indhold og den korte forureningsvarighed i det fri magasin og under tyndt moræne-ler (6 m i fig. 2) skyldes udover geologien også, at der i disse scenarier er regnet med næsten 3 gange større grundvandsdannelse (340 mm) end i scenarierne med de tykkere lerlag /1/. Dette repræsenterer den typiske mindre overfladiske afstrømning og dermed større grundvandsdannelse i tynde morænedæklag og frie magasiner end i tykke lerlag. Herudover er grundvandsdannelsen en generel nøgleparameter, som betyder at forureningsstyrken og varigheden vil kunne variere betydeligt indenfor et grundvandsopland selvom lertykkelsen er nær konstant /4/. Dette er en vigtig faktor at medtage i områder med mange forureningskilder fordelt på en relativ konstant lertykkelse.

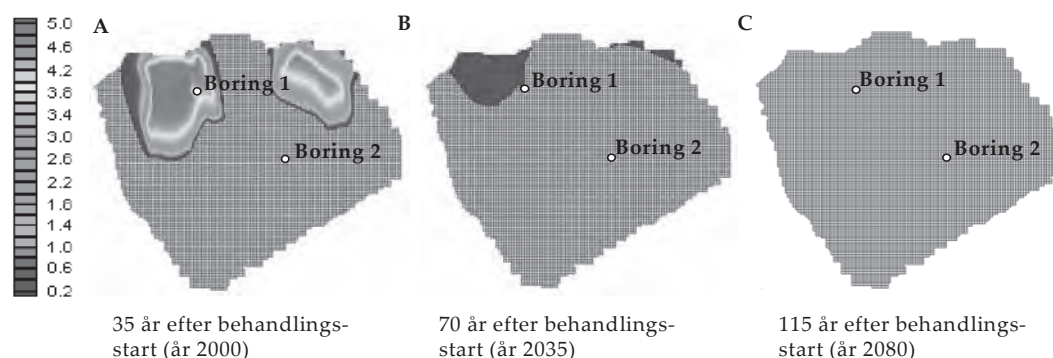
Landscenarie

BAM ($\mu\text{g/l}$) i grundvandsmagasinet i dybden 5-15 m ved indv. på 50.000 $\text{m}^3/\text{år}$ i boring 1 og 2



Byscenarie

BAM ($\mu\text{g/l}$) i grundvandsmagasinet i dybden 5-15 m ved indv. på 50.000 $\text{m}^3/\text{år}$ i boring 1 og 2



Figur 3. Koncentrationsudviklingen og den horisontale spredning af BAM i det fri grundvandsmagasin i land- og by scenariet, /1/.

Sammenfattende indikerer scenarieberegningerne således, at der er meget store forskelle på forureningsstyrker og varighed af BAM i grundvandet afhængigt af geologi, vandbalance og placering af forureningskilder, herunder at:

- Boringer i frie sandmagasiner uden lerdæklag og uden væsentlig opstrøms forekomst af forureningskilder (f.eks. tæt på grundvandsskel) vil kunne være fri for BAM indenfor en tidshorisont på 10 år, med mulige undtagelser for sprækkede kalkmagasiner, hvor der skal tages højde for evt. langsom frigivelse af akkumuleret forurening mellem sprækker /15/.
- Forureningsvarigheder på 10-30 år kan forventes i magasiner med tynde morænelersdæklag (< cirka 5 m), ligeledes uden væsentlig forekomst af opstrøms kilder, mens forureningsvarigheden er op til 60 år længere i områder med cirka 15 m tykke lerlag.
- I grundvand beliggende under mere end 30 m tykke lerlag vil BAM ikke nå over grænseværdien før efter 2080 (afslutningen på modelfremskrivningerne) ved lille grundvandsdannelse.
- Forureningsvarigheden og koncentrationer varierer generelt betydeligt med størrelsen af grundvandsdannelsen. Endvidere reduceres varigheden for boringer uden opstrøms beliggende forureningskilder.
- Dækkende koncentrations - og varighedsvurderinger for indvindingsboringer og grundvandet forudsætter dynamiske helhedsvurderinger af forureningskilder og forureningsspredningen for det samlede indvindingsopland.

Dette mønster vil også gælde for andre mobile og persistente forureningsstoffer end BAM, mens billedet kan være omvendt for hurtigere nedbrydelige forureningsstoffer, hvor lerlagene kan give en helt anderledes større beskyttelse af grundvandet /4/. Varigheden af andre forureninger vil herudover være afhængig af både kildestyrke og forureningsalder /4/.

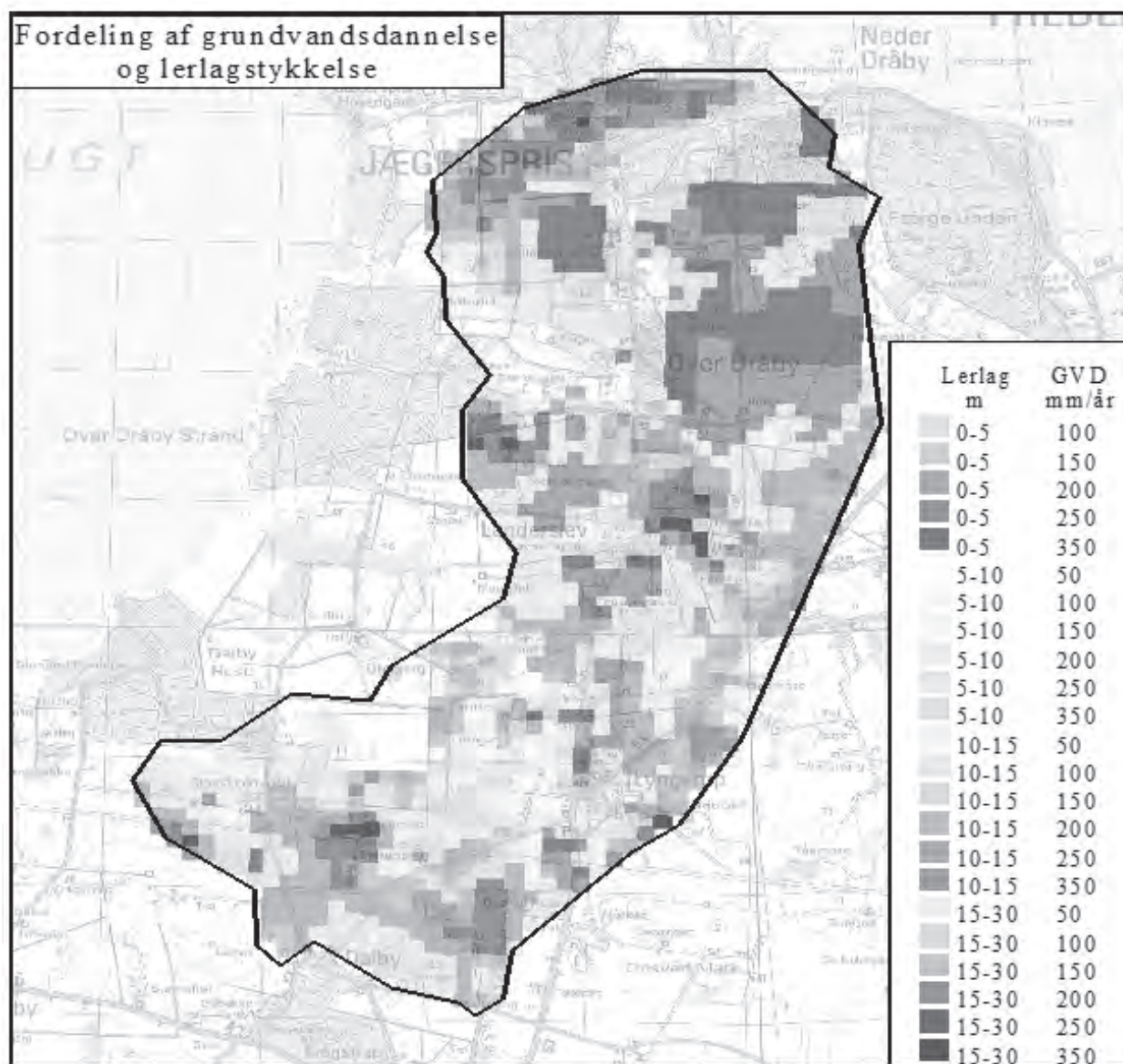
En nærmere dynamisk udredning der omfatter et indsatsområde som helhed, vil kunne anvendes til bestemmelse og afgrænsning af, hvor en effektiv forureningsforebyggelse og oprydning vil give en hurtig miljøeffekt på vandkvaliteten, og hvor man skal være forberedt på at vente meget længe på rent grundvand efter en indsats.

INDSATSOMRÅDER

I konkrete indsatsområder varierer scenariemodellingernes fastholdte nøgleparametre (figur 1-3) ofte betydeligt indenfor området. Dermed repræsenterer forureningsindholdet i grundvandet og indvindingsboringer typisk en sammenblanding af mange forskellige forureningsgennembrud og varigheder. Derfor er en umiddelbar vurdering af forureningsvarigheden for BAM og andre forureninger meget kompliceret at foretage og forbundet med meget stor usikkerhed.

En løsning på dette problem er vist i figur 4 og 5, hvor forureningen fra potentielle BAM forureningskilder er vurderet nærmere vha. modelfremskrivninger i et konkret indsatsområde med samme metode som anvendt i Miljøstyrelsens BAM projekt /1/.

Modelfremstillingerne er baseret på kortlagte potentielle BAM forureningskilder samt fordelingen af kortlagte lerlagstykkelse og grundvandsdannelse i indsatsområdet samt en eksisterende grundvandsmodel for området /14/. Til den eksisterende grundvandsmodel er koblet en dæklagsmodel /5/, hvis hydrauliske parametre for sprækker i det konkrete oplands moræner er kalibreret overfor CFC data fra oplandets indvindingsboringer /14/. Ved denne procedure er usikkerheden om repræsentative sprækkeparametre reduceret til et minimum og samtidig er der sket validering af modellens samlede transportbeskrivelse.

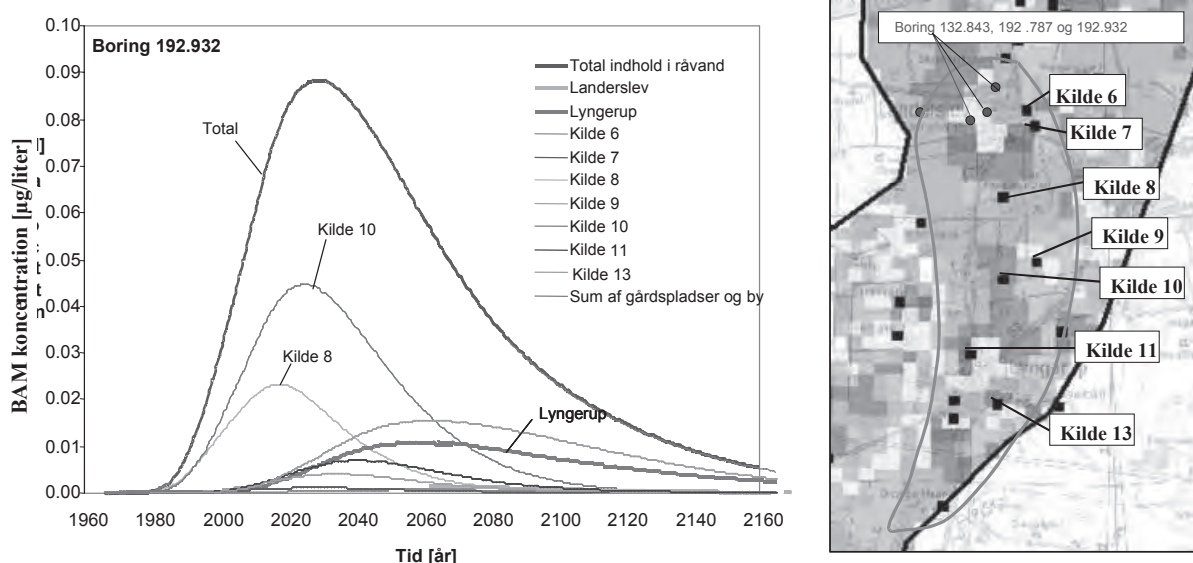


Figur 4. Kort over lerlagstykkelse og grundvandsdannelse i indsatsområde /14/.

Figur 4 viser den nævnte fordeling af lerlagstykkelse og grundvandsdannelse i indsatsområdet. Jævnfør scenarieberegningerne i sidste afsnit, vil de steder i oplandet med korteste forureningsvarighed i grundvandsdannelsen være repræsenteret af områder med kombinationen tyndt lerdæklag og stor grundvandsdannelse. I disse områder vil nedsivningen og ind-

holdet af evt. BAM i grundvandet ophøre hurtigst. og responsen ske hurtigst på oprydning og forureningsforebyggelse af andre forureninger (forudsat der ikke tilføres forurening til områderne fra forureningskilder med opstrøms beliggenhed). Hvorvidt dette opfyldes samt effekten af evt. indgreb, kan beregnes ved dynamiske fremskrivninger af forureningsudviklingen for oplandet og forureningskilderne i oplandet som helhed.

Figur 5 viser et eksempel på denne type vurdering, hvor der er foretaget modelberegning af BAM forurening i en vandforsyningsboring i oplandet. Modelberegningen fremskriver påvirkningen fra BAM kilderne enkeltvis og som helhed.



Figur 5. Forureningspåvirkningen af en vandindvindingsboring fra BAM kilder i byområder (Landerslev og Lyngerup) og på gårdspladser angivet enkeltvis og samlet (total) /14/.

Dette giver mulighed for at bedømme forureningstruslen fra de enkelte kilder samt kildernes samlede forurening udtrykt i forhold til vandkvalitetskravene i vandindvindingsboringen. Modelleringen viser, at den samlede BAM forurening kun kortvarigt vil komme i nærheden af grænseværdien for drikkevand. og at hovedbidraget kommer fra kilde 10, der også giver det mest kortvarige forureningsgennembrud af BAM. Dette overblik af den samlede forureningspåvirkning i tid og rum kan kun opnås ved at foretage en dynamisk helhedsvurdering af oplandet og forureningskilderne samlet og ikke ved isolerede risikovurderinger af kilderne enkeltvis.

Ved modellering af andre typer forureningskilder i indsatsområdet, vil effekten af en indsats overfor disse kunne analyseres med tilsvarende fremskrivninger. Her vil en indledende modelanalyse med BAM som modelstof for potentielle forureningskilder uden tilstrækkelige undersøgelsesdata kunne støtte udpegnen af kritisk beliggende forureningskilder, som kræver nærmere forureningsundersøgelse og evt. fluxbestemmelse /9/, før en endelig vurdering af forureningstruslen og varigheden kan foretages.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

Ud fra scenariemodelleringerne og monitoringsdata, er der indikation for at:

- Høje BAM indhold i mange frie grundvandsmagasiner uden lerdæklag, vil falde til under grænseværdien for drikkevand i løbet af de næste cirka 10 år.
- Der kan forventes lidt længere BAM forureningsvarigheder (10-30 år) i grundvandsmagasiner og indvindingsboringer under tynde dæklag af moræneler (<5m).
- Der formentlig vil kunne hentes grundvand uden BAM fra magasiner under tykke lerlag (>30m) med lille grundvandsdannelse, hvor grundvandet i mange tilfælde vil være velbeskyttet mod BAM og andre forureningsstoffer i en lang årrække (med undtagelse af forureninger der spredes som DNAPL).
- Der vil forekomme meget lange forureningsvarigheder for BAM i grundvandsmagasiner under moderat tykke lerlag (cirka 15m). Den lange varighed vil også gælde for andre forureningskilder med persistente og mobile forureningstyper, og man skal derfor være forberedt på at kunne komme til at vente meget længe på miljøeffekten af indsatser mod forureningskilderne i disse områder.

De store forskelle i forureningsvarighed repræsenterer en vigtig udfordring i indsatsplanlægningen med ikke blot at sikre rent vand, men også, at dette sker indenfor en acceptabel tidsramme i forhold vandforsyningsbehovene i kommunerne. For at løse denne opgave effektivt kan der være behov for en målrettet prioritering af de områder, hvor der naturligt dannes rent grundvand hurtigt efter en iværksat forureningsforebyggelse og oprydning af eksisterende forureningskilder.

Scenarieberegningerne giver indikation for, at det rene grundvand indenfor relativ kort tid vil kunne "dyrkes" ved aktiv forureningsforebyggende indsats og oprydning af eksisterende forureningskilder indenfor områder med frie grundvandsmagasiner uden lerdæklag og magasiner med tynde lerdæklag (med mulig længere forureningsvarighed i sprækkede kalkmagasiner /15/).

Forskellene på forureningsvarigheder i konkrete indsatsområder kan bestemmes vha. model-fremskrivninger af forureningskilderne i områderne som helhed.

Modelfremskrivningerne kan i udstrakt grad baseres på eksisterende kortlægningsdata og eksisterende grundvandsmodeller, som kan kombineres med relevant state-of-the-art modellering for overfladelag og dæklag af moræneler.

Modelfremskrivningerne repræsenterer herved en optimal udnyttelse af indsatskortlægningens data og er en værdifuld metode til prioriteringen af forureningskilder i områder, hvor der er størst og hurtigst miljøeffekt mht. grundvandskvalitet og vandforsyning.

REFERENCER

- /1/ Pesticider og Vandværker. Miljøprojekt 732. Miljøstyrelsen 2002.
- /2/ BAM's skæbne i grundvand. Miljøprojekt 1000. Miljøstyrelsen 2005.
- /3/ Pesticidtruslen mod grundvandet fra punktkilder på oplandsskala Pesticiddatabase og risikovurdering www.pesticiddata.dk, Miljøstyrelsen 2007.
- /4/ Jørgensen, P.R., L. McKay, and J. Kistrup 2004. Aquifer Vulnerability to Pesticide Migration Through Till Aquitards. *Ground Water*. 42. 6. 841-855. 2004.
- /5/ Stenemo F., P.R. Jørgensen, Jarvis N. Linking a one-dimensional pesticide fate model to a three-dimensional groundwater model to simulate pollution risks of shallow and deepgroundwater underlying fractured till. *J. of Contamn. Hydrol.* 79, 89-106, 2005.
- /6/ Chambon J., P.J. Binning; P.R. Jørgensen and P.L. Bjerg . A risk assessment tool for contaminated sites in low permeability fractured media. *Journal of Contaminant Hydrology* 2011.
- /7/ Miljøstyrelsen 2002. Guidelines on Remediation of Contaminated Sites - Environmental 31 Guidelines 7.
- /8/ US EPA, (2010) EPA On-line Tools for Site Assessment Calculation.
- /9/ Miljøstyrelsen 2010. Strategier over for pesticidtruslen mod grundvandet fra punktkilder. Lokalitetsundersøgelser for pesticider i grundvand.
- /10/ Sprække-JAGG. Risikovurdering af sprækker i moræner. Videnscenter for Jordforurening. Teknik og administration (2), 2008.
- /11/ Harrison, E.A. Sudicky and J.A. Cherry (1992). Numerical analysis of migration through fractured clayey deposits into underlying aquifers. *Water Res. Research*, 28 (2), 515-526.
- /12/ Miljøstyrelsen 2011. En pesticidforurening – 15 år senere. Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddel-forskning.
- /13/ Harrar, W., L.C. Murdoch, B. Nillson, K.E. Klint (2007). Field characterization of vertical bromide transport in a fractured glacial till. *Hydrogeology Journal* 15.
- /14/ Prioritering af pesticidforureningskilder i Jægerspris/Landerslev indsatsområde. Frederiksborg Amt 2002.
- /15/ Roskilde Amt (2005). Nikkelmobilitet i kalk: Hovedrapport. Februar 2005, 85 sider.

SÅRBARHED – HVAD ER DET?

Team- og ekspertisechef, ph.d., civilingeniør Jacob Birk Jensen
Naturgeograf Signe Krogh
NIRAS A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Artiklen diskuterer behovet for en udvidelse af sårbarhedsbegrebet således, at det også kan anvendes mere generelt til vurdering af grundvandsbeskyttelsestiltag. Sårbarhedsbegrebet skal kunne bruges i forhold til nitrat og pesticider samt andre miljøfremmede stoffer. Det foreslås, at sårbarhedsvurderingen opdeles i en stofafhængig sårbarhed og en stofuafhængig sårbarhed. Den stofuafhængige sårbarhed udpeges ud fra en "hydrologisk sårbarhedsvurdering", hvor strømningsretninger og grundvanddannelse fx vurderes på baggrund af potentielle forhold og hydrografanalyser. Den stofafhængige sårbarhed vurderes stofs specifikt ud fra reduktions-/nedbrydningspotentialet for det givne stof.

Et magasins samlede sårbarhed er en kombination af hydrologisk, geologisk og grundvandskemisk sårbarhed. Fokus i denne artikel ligger på beskrivelse af den hydrologiske sårbarhed, idet vi mener, at geologisk og grundvandskemisk sårbarhed er velbeskrevet andetsteds. Der præsenteres en række analyser, som vi finder nyttige til vurdering af hydrologisk sårbarhed. Her er opbygningen af en hydrologisk forståelsesmodel omdrejningspunktet. Det anbefales slutteligt, at der igangsættes et udredningsarbejde, der belyser, om sårbarheden kan splittes op i en stofafhængig- og en stofuafhængig sårbarhed, og i givet fald hvilke analyser der er nødvendige for at kunne belyse disse to størrelser.

BAGGRUND

Grundvandsbeskyttelse er forbundet med store økonomiske omkostninger, og vi er alle forpligtiget til at udføre denne opgave så omkostningseffektivt som overhovedet muligt. Det er nødvendigt, at der skal foretages en prioritering af indsatsen, så man plukker de lavest hængende frugter først. Grundvandsmagasinerne sårbarhed er en helt central størrelse i forhold til at kunne prioritere indsatsen og sikre omkostningseffektivitet, idet værdien af en beskyttelsesindsats er produktet af effekten af beskyttelsen (direkte relateret til sårbarhed) og værdien af grundvandsforekomsten, der beskyttes. Det er naturligvis ikke omkostningseffektivt at anvende midler på at beskytte mindre (eller måske endda) ikke-sårbare arealer. Målet må være at udpege reelt sårbare arealer og koncentrere indsatsen omkring disse.

I forbindelse med den nationale grundvandskortlægning bestemmes grundvandsmagasinerne **nitratsårbarhed** inden for Områder med Særlige Drikkevandsinteresser (OSD) og i indvindingsoplande til almene vandværker uden for OSD. Inden for de nitratsårbare områder udpeges indsatsområder med hensyn til nitrat, hvor der er behov for en særlig indsats for at beskytte grundvandet. Den konkrete indsats beskrives i forbindelse med kommunernes udarbejdelse af indsatsplaner.

Der bliver ikke vurderet sårbarhed i forhold til pesticider og andre miljøfremmede stoffer, idet sårbarheden er stofs specifik, og idet det nuværende datagrundlag - jf. Zoneringsvejledningen /ref. 1/ - ikke er tilstrækkeligt. Den manglende sårbarhedskortlægning over for andre stoffer end nitrat resulterer i, at nitratsårbarheden visse steder benyttes generelt til vurdering af områdets sårbarhed. Nitratsårbarhedsvurderingen benyttes således også i forhold til pesticider og det på trods af, at undersøgelser har vist, at områder med lille nitratsårbarhed ikke nødvendigvis er robuste over for pesticider.

En anden tilgang til håndtering af grundvandsbeskyttelsen i forhold til pesticider og andre miljøfremmede stoffer er via mere eller mindre administrative zoner, inden for hvilke indsats-

sten foretages. Kildepladszoner, BoringsNære Beskyttelses Områder (BNBO) og indvinding-soplande (IO) er eksempler på sådanne zoner.

Effekten af grundvandsbeskyttelse inden for disse zoner er i meget høj grad afhængig af geologi, geokemi og hydrologi på lokal skala. En grundvandsbeskyttelse inden for et BNBO af et terrænnært magasin uden lerdække vil være betydelig mere effektiv end en tilsvarende beskyttelse af et dybtliggende magasin overlejret af ler i stor mægtighed. En prioritering af indsatsen mellem disse to yderligheder er ikke svær, men der er i midlertidig en række grænsetilfælde, hvor prioriteringen ikke er helt så ligetil / ukompliceret.

I den kommunale indsatsplanlægning er det vores erfaring, at der ud over den nuværende nitratsårbarhedskortlægning er behov for at:

- differentiere indsatsen inden for de nitratfølsomme områder
- vurdere sårbarhed i forhold til andre stoffer.

En god sårbarhedsforståelse er endvidere særdeles nyttig i forhold til risikovurderinger af fx byudvikling og udlægning af erhvervsarealer inden for OSD områder.

FORMÅL

Med dette oplæg vil vi gerne diskutere muligheden for at udvide sårbarhedsbegrebet og sætte fokus på den del af sårbarhedsvurderingen, der ikke er stofafhængig og derfor gælder alle stoffer. Vi håber med dette oplæg at kunne indlede en diskussion af, hvorledes vi kan prioritere grundvandsbeskyttelsesindsatsen og strukturere processen med udpegning af grundvandsmagasiners sårbarhed yderligere.

BESKRIVELSE

I vurdering af enhver sårbarhed skal følgende elementer tages i betragtning:

- Hydrologisk sårbarhed
- Geologisk sårbarhed
- Grundvandskemisk sårbarhed

Hydrologisk sårbarhed

Den hydrologiske sårbarhed vedrører strømningsveje og vandmængder. Hvorvidt et areal er hydrologisk sårbart omhandler således, om det infiltrerende vand når grundvandsmagasinet, hvorfra der indvindes, og hvilke mængder de enkelte arealer bidrager med. *Den hydrologiske sårbarhed omhandler ALLE stoffer, der transporteres opløst i vand. Er et areal derfor - med stor sikkerhed - udpeget som hydrologisk ikke-sårbart, er dette tilstrækkeligt til at vurdere arealet som ikke-sårbart.* Hydrologisk sårbarhed er således ikke stofs specifik.

Geologisk sårbarhed

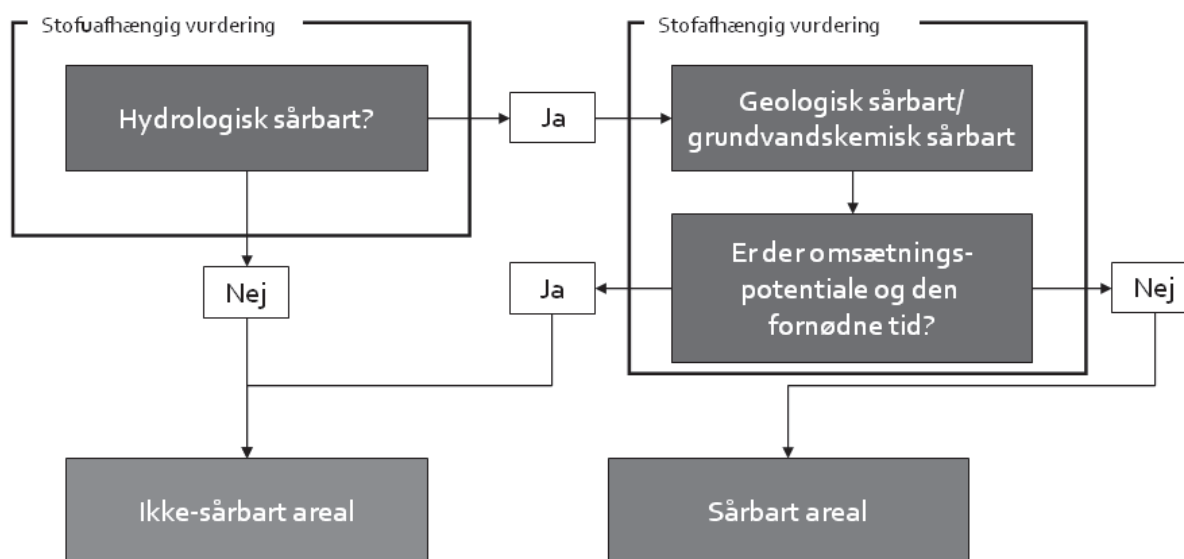
Den geologiske sårbarhed er knyttet til den hydrologiske sårbarhed, idet dæklagsforhold er bestemmende for grundvandsdannelsen til de enkelte magasiner. Den geologiske sårbarhed er endvidere knyttet til strømningshastigheder og dermed til de reaktioner, der kan omsætte evt. uønskede stoffer på deres vej. For konservative stoffer er geologisk sårbarhed et spørgsmål om, hvornår en overfladeforurening slår igennem i magasinet. *For konservative*

stoffer kan man således ikke udpege arealer, som værende ikke-sårbare ud fra geologi alene. Dette skyldes, at geologisk sårbarhed knytter sig til reduktionspotentialiet i de enkelte aflejringer, hvilket også er hele omdrejningspunktet i forhold til udpegning af nitratfølsomme områder. Den geologiske sårbarhed er stofafhængig og meget tæt knyttet til den grundvandskemiske sårbarhed.

Grundvandskemisk sårbarhed

Den grundvandskemiske sårbarhed knytter sig til stoffernes skæbne på deres vej mod magasinet, samt i selve magasinet og er igen relateret til, hvorvidt der er omsætningspotentiale for de enkelte stoffer. Den grundvandskemiske sårbarhed er som den geologiske sårbarhed stofafhængig.

Ud fra ovenstående beskrivelse kan følgende generelle retningslinier for sårbarhedsudpegning opsættes som vist i figur 1.



Figur 1. Flowdiagram til bestemmelse af sårbare og ikke-sårbare arealer

Det virker umiddelbart logisk at opdele sårbarhedsvurderingen i en stofafhængig og en stofafhængig vurdering, idet den stofafhængige vurdering kan anvendes helt generelt inden for de forskellige administrative zoner til prioritering af indsatser. Den stofafhængige sårbarhed kan naturligvis også anvendes, hvis det fornødne vidensgrundlag er til stede. I den statslige grundvandskortlægning bliver der kun vurderet sårbarhed i forhold til nitrat, men det hindrer jo ikke kommunerne i at foretage en yderligere vurdering i forhold til at målrette grundvandsbeskyttelsesindsatsen.

Vi mener, at der er klare retningslinier i Zoneringsvejledningen /ref. 1/ og i Geo-Vejledning 5 /ref. 2/ i forhold til udpegning af sårbare arealer på baggrund af geologi og geokemi, mens vurdering af sårbarhed på baggrund af hydrologi er mere løst formuleret.

Den resterende del af denne artikel omhandler derfor, hvorledes vi kan udbygge vurderingen af hydrologisk sårbarhed og beskriver en række simple analysetrin, som kan bidrage med nødvendig hydrologisk forståelse af området.

ANALYSER TIL VURDERING AF HYDROLOGISK SÅRBARHED

En god hydrologisk model kan i princippet anvendes i vurderingen af den hydrologiske sårbarhed, idet den beskriver strømningsveje fra terræn til grundvandsmagasinet og videre. Med en hydrologisk model kan de grundvandsdannende oplande beregnes. Man skal dog være opmærksom på, at udpegningen kan være forbundet med stor usikkerhed.

Hydrologisk forståelsesmodel

Vi har i flere sammenhænge haft rigtig god erfaring med opstilling af en hydrologisk forståelsesmodel for et indvindingsopland eller for et helt OSD.

En hydrologisk forståelsesmodel bygger på analyser af:

- Udstrømningsområder
- Gradientforhold mellem magasiner
- Hydrografanalyser

Vurdering af udstrømningsområder og gradientforhold

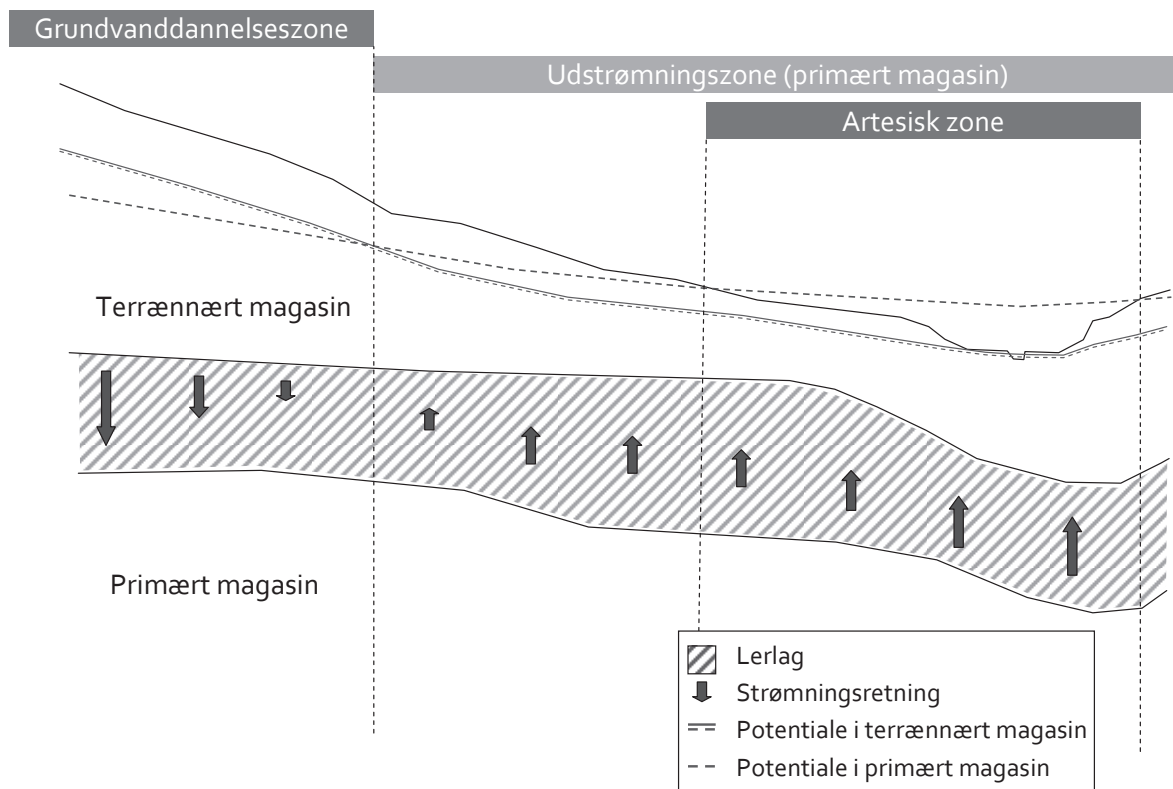
Helt central i forbindelse med vurderingen af hydrologisk sårbarhed er vurderinger af grundvandets vertikale bevægelse. Her kan man skelne mellem områder med artesiske forhold – dvs. områder hvor trykniveauet i det betragtede magasin ligger over terræn og områder med opadrettet strømning til øvre liggende magasiner – se

figur 2. Begge analyser kan kun foretages ud fra målte potentialer og veltolkede potentialekort. Da datagrundlaget ikke altid er tilstrækkeligt, anbefaler vi altid, at der foretages et "eftersyn" af potentialekortet/kortene forud for disse analyser. Dette eftersyn kan indeholde:

- Vurdering af datatæthed (pejlinger og støttepunkter)
- Vurdering af kvalitet af pejleboringer og de tilhørende pejlinger – Evt. jf. Geovejledning 4 – potentialekort /ref 2/.
- Tildeling af magasin eller magasinbjergart til de pejlede filtre
- Vurdering af hvorvidt pejlinger understøtter områdets potentialekort

Områder med artesiske forhold udpeges ved at trække et terrænkort fra potentialekortet for det pågældende magasin. Disse områder er "sikre" udstrømningsområder (såfremt datagrundlaget er egnet til analysen) – se figur 2.

Hvis man ønsker at udpege områder med opadrettet strømning til øvre magasiner ud over de artesiske områder, kræves et potentialekort for det øvre liggende magasin. Vi anbefaler her, at der kun udpeges hydrologiske *ikke*-sårbare områder på denne baggrund, hvor der er signifikante opadrettede gradienter. De nævnte områder findes ved at trække potentialekortet for det øvre magasin fra potentialekortet for det primære magasin. – se figur 2.



Figur 2. Definition af grundvanddannelsezone, udstrømningszone og den artesiske zone.

Analyse af vandløbsafstrømning

Vandløbsafstrømningsdata indeholder særdeles nyttig indirekte viden om et områdes hydrologi og hydrogeologi.

Vi har ofte haft stor glæde af beregning af baseflowindex (forholdet mellem baseflow og total flow) og sammenholde dette med estimater af medianminimumsvandføringer og specifikke middelafløbstrømninger.

- Et lavt baseflowindex indikerer hurtig afstrømning, og sammen med en høj middelafløbstrømning signalerer det lille grundvanddannelse i oplandet.
- Et højt baseflowindex indikerer stor grundvanddannelse i oplandet – også tæt på vandløbet.
- En lav medianminimumsvandføring indikerer ringe kontakt til dybereliggende magasiner, hvilket kan skyldes geologiske forhold eller lavt tryk i det primære magasin.
- En positiv tilvækst i MMVF indikerer god kontakt mellem grundvand og overfladevand med opadrettet strømning på delstrækningen.
- En negativ tilvækst i MMVF indikerer god kontakt mellem grundvand og overfladevand med nedadrettet strømning på delstrækningen.
- En uændret MMVF kan betyde ringe kontakt mellem grundvand og overfladevand.

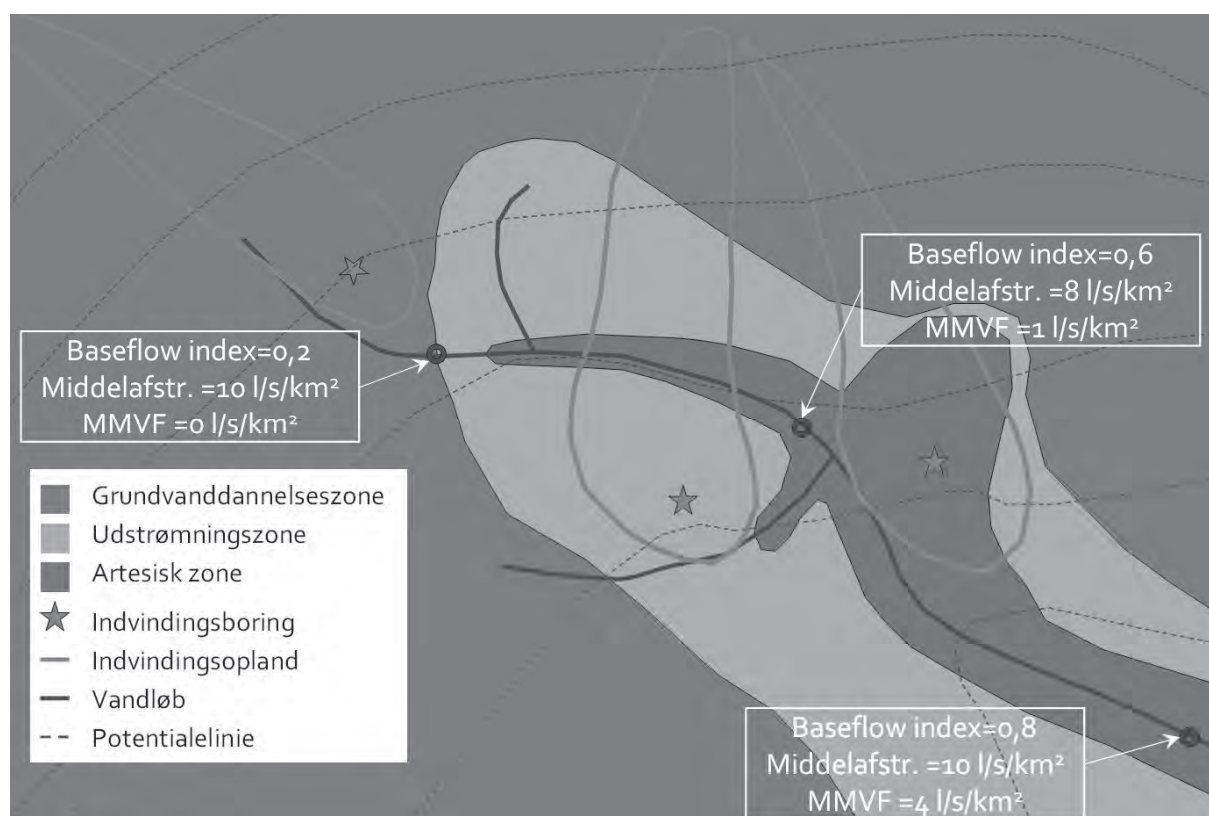
De beskrevne analyser, som beskriver henholdsvis vandløbsafstrømning, udstrømningsområder og gradientforhold, afdækker en række indikatorer, som kan anvendes som støtte i vurderingen af hydrologisk sårbarhed. Analyserne og de indikatorer de afslører omkring et

områdets hydrogeologi, er tænkt som et idéoplæg og er på ingen måde fyldestgørende. Vi opfordrer derfor til, at der nedsættes en arbejdsgruppe til granskning af dette område.

RESULTATER

På

figur 1 ses et sammenkog af de resultater, som ovenstående analyser kunne resultere i. Eksemplet her skal kun ses som et diskussionsoplæg til, hvilke konklusioner der kan uddrages af nævnte analyser.



Figur 3. Data og kort til opbygning af en hydrologisk forståelsesmodel. Det orange og grønne område udgør det hydrologiske *ikke*-sårbare område og det røde udgør det potentielle hydrologiske sårbare område.

- Inden for den artesiske zone og udstrømningszonen er det primære magasin ikke-sårbart og effekten af en aktiv grundvandsbeskyttelse i forhold til ALLE stoffer har derfor ingen effekt.
- Øverste vandføringsstation: Det lave baseflowindex sammenholdt med en høj middelfløj indikerer, at der her er et sekundært øvre-liggende magasin, hvor størstedelen af nettonedbøren afstrømmer til vandløbet, og derfor er grundvandsskiftet til det nedre-liggende magasin lille. Arealet kunne være ikke-sårbart/mindre sårbart, men det skal verificeres via den geologiske og geokemiske sårbarhedsvurdering.

- Den midterste vandføringsstation viser en lav medianminimumsvandføring, hvilket kan betyde dårlig kontakt mellem det primære magasin og vandløbet og dermed god geologisk beskyttelse.
- Den nederste vandføringsstation har et højt baseflowindex og en stor medianminimumsvandføring, hvilket viser god hydraulisk kontakt mellem grundvand og overfladevand og, at området opstrøms har en stabil grundvandstilførelse, hvilket underbygger en konstant opadrettet strømning.

OPSAMLING OG DISKUSSION

Der er et helt aktuelt behov for at vurdere sårbarhed over for forskellige stoffer. Den nuværende sårbarhedsudpegning dækker kun over nitrat, men trusler fra fx pesticider udgør en mindst lige så stor risiko for drikkevandsforsyningen i mange områder. I mangel af bedre bliver nitratsårbarheden visse steder anvendt som en general sårbarhed, hvilket kan være farligt. Diverse administrative zoner som fx BNBO bliver også anvendt som den arealmæssige afgrænsning af en grundvandsbeskyttelse, og her er der en tendens til at sårbarheden slet ikke indgår.

Vi argumenterer for, at sårbarheden opdeles i en stofafhængig sårbarhed og en stofuafhængig sårbarhed og, at fokus skal rettes mod den hydrologiske sårbarhed, idet denne udpegning gælder for alle stoffer. Kan man således udpege et område som værende hydrologisk ikke-sårbart, er det tilstrækkeligt til at definere området som værende ikke-sårbart over for alle stoffer.

Vi har skitseret nogle analyser, der kan støtte vurderingerne af hydrologisk sårbarhed og ønsker med denne artikel at starte en diskussion af sårbarhedsbegrebet. Vi vil opfordre til, at der iværksættes et udredningsarbejde omkring sårbarhed og, hvordan vi kan vurdere sårbarhed i forhold til andre stoffer end nitrat.

REFERENCER

- /1/ MST, 2000: Zonering, Vejledning Nr. 3, Miljøstyrelsen
- /2/ Vurdering af grundvandsmagasiners nitratsårbarhed, Geo-Vejledning 5, 2009
- /3/ Potentialekortlægning, Geo-Vejledning 4, GEUS 2009

GRUNDVANDSKØLE- OG VARMEANLÆG (ATES) STATUS OG ERFARINGER

Civilingeniør, ph.d. Stig Niemi Sørensen
Enopsol ApS

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Grundvandsmagasiner som sæsonlagre kan blive en betydelig faktor i overgangen til det fossilfrie samfund. Ved lavtemperatur lagring af fx solvarme i sommertiden med senere udnyttelse vha. varmepumper i vintertiden kan der fra den danske, terrænnære undergrund produceres en varmemængde, svarende til over 50 gange det samlede danske, årlige naturgasforbrug. Det vil med andre ord sige, at udnyttes kun ganske få % af Danmarks overfladeareal til varme- og kuldelagring, kan hele Danmarks naturgasforbrug spares væk. Kan varmepumperne desuden drives af vindmølleproduceret elektricitet, kan der spares en CO₂-udledning på op til 9,5 mio. tons pr. år.

BAGGRUND

Grundvandskøle- og varmeanlæg med reinfiltration eller ATES (Aquifer Thermal Energy Storage) er langsomt ved at vinde indpas i Danmark til køling og opvarmning af store bygninger. Årsagen er primært et ønske om et lavt energiforbrug og dermed en lav energiregning. Udviklingen er båret frem af de stadigt mere restriktive energikrav i nuværende og kommende bygningsreglementer, bygherrens ønske om en grøn profil og ikke mindst af de stærkt stigende energiafgifter til bygningskøling. Herudover er der i samfundet et ønske om at reducere CO₂-udslippet.

ATES-anlæg kan opfylde alle sådanne ønsker og nå en reduktion i det samlede energiforbrug til køling og opvarmning på ca. 70% og over 90% alene til køling. I disse anlæg indgår grundvandsmagasiner som aktive sæsonlagre for lavtemperatur varme og kulde.

Anlæggene kan etableres uden at være i konflikt med indvinding af grundvand til vandforsyningsformål.

Teknologien er ikke ny, idet kineserne har anvendt teknologien siden 1950'erne. Siden oliekriserne i 1970'erne er teknikken blevet videreudviklet i Vesten. I bestræbelserne på at reducere afhængigheden af importeret olie fra de arabiske lande var det dengang tanken at anvende terrænnære, grundvandsførende jordlag til sæsonlagring af højtemperatur (>70°C) overskudsvarme eller solvarme i sommertiden til brug ved bygningsopvarmning i vintertiden. Matematiske modeller og feltforsøg i U.S.A. havde klart vist, at tabet ved varmelagring i grundvandsmagasiner var lavt, og at lagringspotentialet var stort /1/ og /2/. I Danmark blev der igangsat forskning indenfor området /3/, /4/, /5/, og Danmark deltog i et internationalt projekt under IEA (International Energy Agency) med det første ATES-projekt herhjemme – det såkaldte Hørsholm Varmelager (RISØ, DTU og GEUS) i samarbejde med lignende projekter i U.S.A. og Schweiz /6/. Det blev hurtigt klart, at udfældninger fra grundvandet ved opvarmning var det altoverskyggende problem for teknologien. IEA igangsatte mere forskning og udvikling i vandbehandlingsmetoder og mikrobiologi, hvori Danmark også deltog /7/.

Konsekvensen nationalt og internationalt blev imidlertid, at lagring af varme i aqviferer ved høje temperaturer ikke var en farbar vej, idet de driftsmæssige vanskeligheder og udgifterne til at styre vandkemien var for store. Derfor blev blikket rettet mod lavere temperaturer (<35°C), hvor der ikke var behov for vandbehandling. IEA har i mange år spillet en aktiv rolle og gennemført mange programmer indenfor området /8/. Se oversigten på hjemmesiden /9/.

Teknologien er for længst blevet kommerciel og anerkendt både herhjemme og internationalt med Holland som det land i verden med flest projekter.

Lavtemperaturanvendelserne kræver imidlertid altid varmepumper for at løfte temperaturen til det ønskede niveau. I 1980'erne blev der parallelt også fokuseret på grundvandsbaserede varmepumper til bygningsopvarmning, hvor varme blev overført fra grundvandsmagasiner til husopvarmning. Der blev af DTU gennemført flere projekter finansieret af Energiministeriet rapporteret i bl.a. /9/, /10/ og /11/. Samtidigt blev der etableret ca. 250 mindre varmepumpeanlæg i Danmark. Erfaringerne med disse anlæg er angivet i /9/. For at kunne behandle de over 500 ansøgninger, der blev indgivet i de år, udsendte Miljøstyrelsen en bekendtgørelse om afledning af afkølet vand fra varmeindvindingsanlæg (varmepumpeanlæg) /12/.

I begyndelsen af 1990'erne blev det i Danmark interessant for en række virksomheder i primært plastindustrien at køle med grundvand, hvor grundvandet ved passage af en varmeveksler blev opvarmet nogle få grader og herefter reinfiltreret til det samme grundvandsmagasin, hvorfra det blev indvundet. Herved kunne virksomhederne spare over 90% på regningen til køling og samtidigt udfase miljøbelastende kølemidler (fx R11, R12, R22, R502) i eksisterende kølekompressor-anlæg. Disse anlæg var ikke omfattet af bekendtgørelsen om afledning af afkølet vand fra varmeindvindingsanlæg /12/, men den blev alligevel brugt som retningsgivende. Sagsbehandlingen for ansøgere blev varetaget af amterne og Miljøkontrollen i Københavns Kommune.

Ved nedlæggelsen af landets amter udsendte Miljøministeriet den nugældende bekendtgørelse om varmeindvindingsanlæg og grundvandskøleanlæg /13/.

Sagsbehandlingen for ansøgninger behandles jf. bekendtgørelsen af landets kommuner.

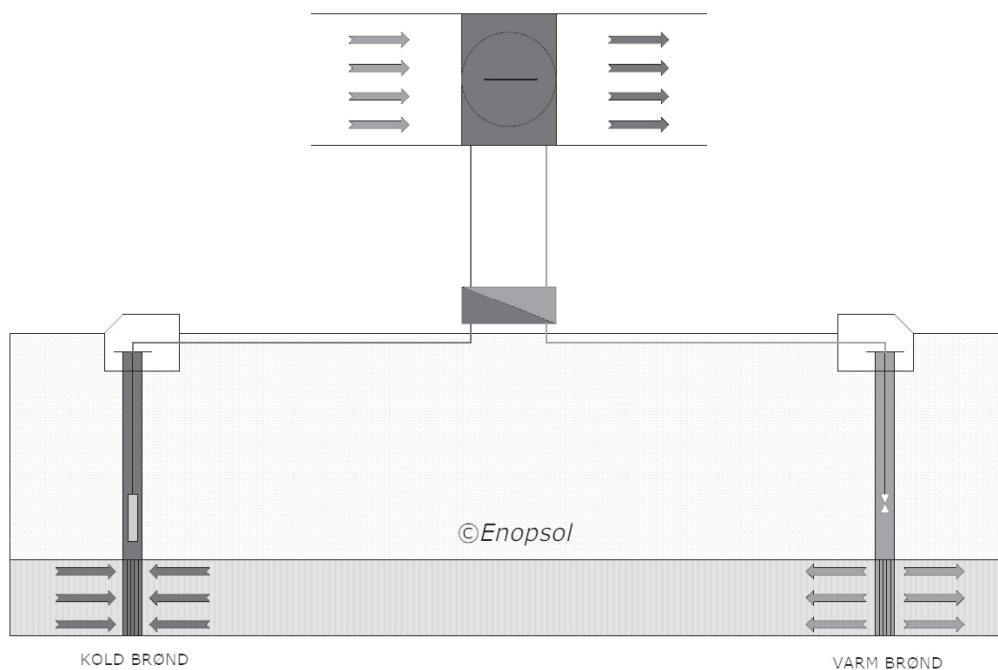
FORMÅL

Indlæggets formål er at give et overblik over det teknologiske stade for grundvandskøle- og varmeanlæg (ATES) under danske forhold, belyse de forskellige anlægskonfigurationer og give perspektivet for anvendelsen af ATES ved overgangen til det fossilfri samfund.

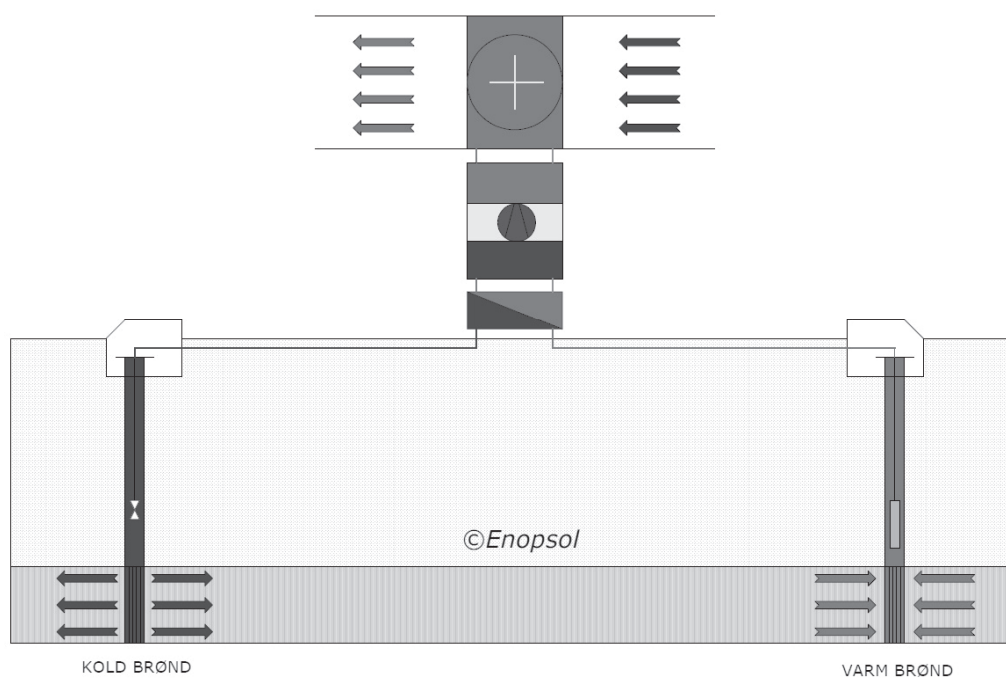
ANLÆGSUDFORMNINGER

I sin mest enkle udformning består et grundvandskøleanlæg af en boring til indvinding af grundvand og en boring til returledning af grundvand (figur 1). Grundvandet pumpes fra indvindingsboringen ved ca. 9°C i et lukket rørsystem gennem en eller flere varmevekslere, hvor grundvandet opvarmes til maks. 25°C inden det tilbageføres til grundvandsmagasinet gennem returledningsboringen eller reinfiltrationsboringen. Der sker således ikke noget forbrug af grundvand, kun en opvarmning af vandet. Varmen lagres i den struktur i undergrunden (sand eller kalk), som grundvandet gennemløber under reinfiltrationen.

Når der er behov for opvarmning vendes pumperetningen (figur 2) og det opvarmede grundvand ledes tilbage gennem den samme varmeveksler, der blev anvendt til køling, hvorfra varmepumper udnytter grundvandsvarmen til opvarmning af bygningen.



Figur 1. Grundvandsanlæg med reinfiltration for køling af ventilationsluft.



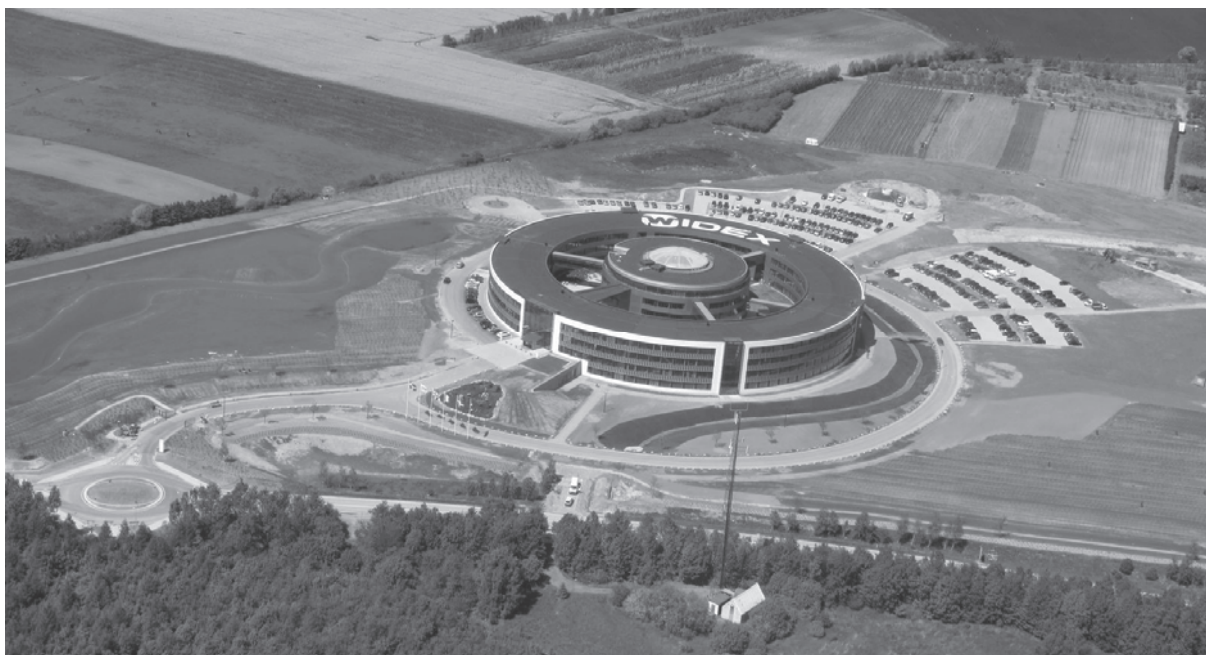
Figur 2. Grundvandsanlæg med reinfiltration for opvarmning af ventilationsluft vha. en varmepumpe.

ANLÆGSEKSEMPEL

Køling og opvarmning af Widex A/S nye domicil i Vassingerød (Allerød Kommune) baseres udelukkende på grundvand fra et vandførende kalkmagasin beliggende mellem 50 og 100 meter under terræn på grundarealet. Anlægget er ibrugtaget medio februar 2010. Systemet har en køleydelse på ca. 2600 kW ved indvinding og returledning af en grundvandsmængde på op til 250 m³/time. Der anvendes op til 5 boringer for indvinding og op til 5 boringer for reinfiltration af grundvandet – i alt 10 boringer konfigureret i 5 dipol brøndpar – se figur 4. Hver dipol brøndpar (DP1-5) består af 1 boring for indvinding og 1 boring for returledning af grundvand forbundet med 1 varmeveksler. Hver dipol kan opereres uafhængigt af de øvrige dipoler.

Bygningens overskudsvarme bortkøles til grundvandet vha. varmeveksling med internt cirkuleret kølevand. Den således bortkølede varme lagres i grundvandsmagasinet for senere udnyttelse til varmeforsyning af bygningen ved hjælp af 2 NH₃ varmepumper med en samlet varmeydelse på 1000 kW (200 kW+800 kW).

Ved fuld kapacitet af varmepumperne leveres ca. 800 kW fra grundvandsmagasinet ved optagelse af en eleffekt til drift af varmepumperne på ca. 200 kW. Varmebehovet kan dækkes ved drift med max. 3 dipol brøndpar.



Figur 3. Luftfoto af Widex nye domicil primo juni i 2010.

Da bygningen har kølebehov hele året rundt kan anlægget levere både køling og opvarmning samtidigt. Anlægget udføres med termisk balancering af grundvandsmagasinet.



Figur 4. Widex A/S. Dipol 1-5 (DP1-5)

METODE OG ANLÆGSSTATUS

Design, etablering og drift af ATES-anlæg kræver viden indenfor en række fagdiscipliner, herunder geologi, hydrogeologi, geokemi, grundvandsmodellering, termodynamik, køle- og VVS-teknik. Feltundersøgelserne er ofte omfattende med lagfølgeboringer, geofysisk borehulslogging, flowlogging, prøvepumpning med og uden reinjektion, grundvandskemiske analyser og fuldskala test forsøg med løbende vandkemisk overvågning.

Anlægsdesign og myn-dighedsansøgning kræver anvendelse af avancerede modelværktøjer som MODFLOW og FEFLOW

Tabellen herunder viser data for de fleste af de grundvandskøleanlæg med reinfiltration og ATES-anlæg, der er etableret i Danmark.

Erfaringerne har været overvejende gode, men okkerudfældninger kan give driftsproblemer.

Anlæg	I driftsår	Grundvandsflow		Kølekapacitet		Besparelse		
		m ³ /h	m ³ /år	kW	MWh/år	El	Varme	CO ₂
						MWh/år	m ³ Ngas	ton/år
Chr. Hansen A/S	1996	200	750000	3700	6000	600	0	468
Knudsen Plast A/S	1998	50	250000	290	1450	430	0	335
DBI Plastics A/S Stenlille	1998	30	150000	175	875	260	0	202
Primo DK A/S*)	1999	65	260000	600	1500	400	0	312
Mikron Faarevejle A/S	2001	45	160000	520	1850	420	0	327
Sky-Light A/S	2000	80	600000	450	3500	880	0	686
Billund Lufthavn A/S	2002	300	150000	2400	870	260	0	202
Superfos A/S**)	2001	75	600000	1000	6700	1350	0	1053
Faerch Plast A/S**)	2003	208	1800000	2650	16700	1460	0	1138
AKV Langholt A/S	2004	210	470000	3900	8750	1650	0	1290
LEGO System A/S	2005	300	1500000	2800	8700	1550	0	800
DBI Plastics A/S Stenmagle	2006	100	450000	1625	7300	1350	0	1050
Kunststof Kemi A/S	2007	55	275000	700	3500	825	0	495
Hotel Opus	2007	80	280000	550	1930	424	0	254
DEIF A/S**)	2008	41	300000	450	1000	220	100000	337
Crown Plaza Hotel Ørestad**)	2009	600	800000	8000	4400	610	440000	1334
Sundhedshuset Horsens**)	2009	40	160000	350	700	0	58000	128
Widex A/S**)	2009	250	520000	2800	3000	46	272700	644
SEB Rambøll Head Quarters**)	2010	100	500000	1000	2500	-188	236363	425
Gartneriet Hjortebjerg**)	2010	50	250000	1160	3000	-736	320000	333
Novo Nordisk Site Hillerød	2010	150	635000	2700	2200	-57	426300	938
CPH Københavns Lufthavn**)	2010-2014	500	2000000	5000	10000	100	909090	2127

Tabel 1. Data for de fleste grundvandskøleanlæg med reinjektion i Danmark.

*) Med vandrette borer for returledning af grundvand. **) Med termisk balancering af grundvandsmagasinet.

Kilde: Energi & Miljø A/S og Enopsol ApS. Varmer-, el- og CO₂-besparelser er de potentielt opnåelige. Negative værdier for elbesparelsen skyldes introduktion af varmepumper. Til gengæld opnås store varmebesparelser.

MODELARBEJDE

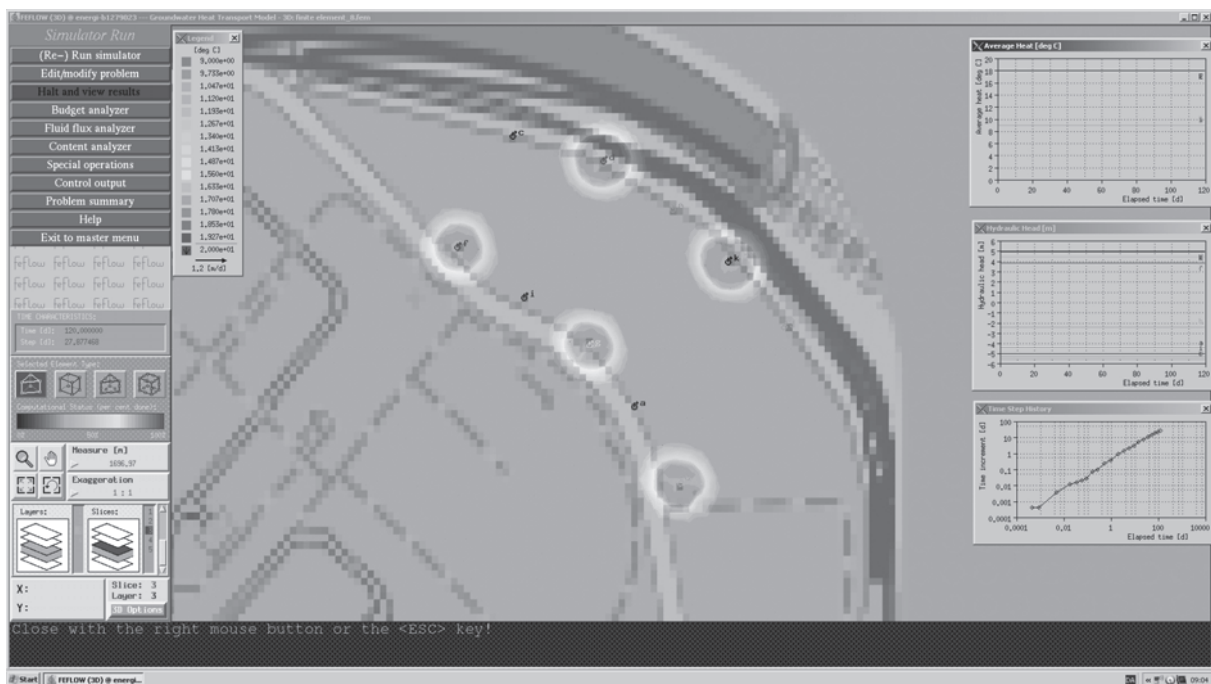
Figur 5-7 viser eksempler fra modelarbejder for ATES-systemer. Figur 5 viser modelafgrænsningen for MODFLOW-simuleringer til ATES-anlægget under etablering hos Københavns Lufthavn A/S i Kastrup (CPH). Figur 6 viser resultatet af MODFLOW-beregninger til Widex A/S. Figur 7 viser resultatet af FEFLOW-beregninger til CPH.



Figur 5. Modelområde MODFLOW simulering for ATES-anlæg til CPH



Figur 6. MODFLOW-beregningsresultat (trykkniveau) for ATES-anlæg til Windex A/S



Figur 7. FEFLOW-beregningsresultat (termisk simulering) for ATES-anlæg til CPH

DISKUSSION

At benytte grundvand til køle- og opvarmningsformål under danske forhold har nogle markante fordele i forhold til alle andre former for køling og opvarmning:

- Stor energibesparelse og dermed CO₂-reduktion (op til 90% i køle-mode og til 60% i varmemode)
- Attraktiv tilbagebetalingstid
- Støjfri
- Pladsbesparende

Grundvandskøleanlæg og ATES-anlæg har også nogle ulemper i forhold til traditionelle løsninger:

- Kan ikke etableres alle steder pga. hensynet til indvindingen af drikkevand
- Naturtilpassede anlæg og underlagt de naturgivne forhold på etableringsstedet. De kan derfor ikke etableres alle steder og kan ikke betragtes som traditionelle maskin-anlæg.
- Anlægsomkostninger varierer fra sted til sted
- Grundvandets kemiske sammensætning kan skabe driftsvanskeligheder.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

Grundvandsmagasiner er velegnede til termisk energilagring over lange tidsrum. Teknologien medfører store besparelser i primær-energiforbruget til køling og opvarmning af bygninger og processer. Hermed kan der realiseres store besparelser i CO₂-udledningen fra fossilbaseret energiproduktion. Anlæggene kan etableres med meget begrænset termisk påvirkning af de anvendte grundvandsmagasiner og de kan etableres uden at være i konflikt med grundvandsindvindingen til vandforsyningsformål

REFERENCER

- /1/ Meyer, C.F., Todd, D.K.: Heat Storage Wells (1973). Water Well Journal, Urbana, U.S.A.
- /2/ Molz, F.J., Parr, A.D., Andersen, P.F., Lucido, V.D., Warmann, J.C.: Thermal Energy Storage in a Confined Aquifer. Experimental Results (1979). Water Resources Research 15, Washington, U.S.A.
- /3/ Reffstrup, J.: Prediction of Recovery Ratios and Flow Conditions in Connection with Seasonal Thermal Energy Storage in Confined Aquifers (1979). Laboratory for Energetics, DTU Report RE-79-15 (Lic.techn.-afhandling)
- /4/ Carlsen, H., Andersen, N.E., Reffstrup, J.: Termiske følgevirkninger af afkølet vand til undergrunden (1980). Miljøprojekter 27, Miljøstyrelsen.
- /5/ Sørensen, S.N.: Etablering og drift af grundvandsbaserede varmepumpesystemer (1991). Laboratoriet for Energiteknik. DTU Rapport RE-91-2 (Ph.D.-afhandling)
- /6/ International Energy Agency (IEA), Energy Conservation through Energy Storage (ECES) Implementing Agreement (IA) Annex 3: Aquifer Storage Demonstration Plant in Lausanne Dorigny (SPEOS). Annex lukket i 1989
- /7/ International Energy Agency (IEA), Energy Conservation through Energy Storage (ECES) Implementing Agreement (IA) Annex 6: Environmental and Chemical aspects of Thermal Energy Storage in Aquifers and Research and Development of Water Treatment Methods. Annex lukket i 1996
- /8/ International Energy Agency (IEA), Energy Conservation through Energy Storage (ECES) Implementing Agreement (IA) <http://www.iea-ecses.org/annexes>
- /9/ Sørensen, S.N., Qvale, B.: Grundvandsvarmepumpeanlæg –praktiske erfaringer med grundvandsvarmepumpeanlæg. Delrapport nr. 3 (1982). Energiministeriets varmepumpeforskningsprogram. Projekt nr. 4.2. Laboratoriet for Energiteknik, DTU.
- /10/ Sørensen, S.N., Qvale, B.: Grundvandsvarmepumpeanlæg –anvendelse af grundvand som varmekilde for varmepumper (1987). Energiministeriets varmepumpeforskningsprogram. Projekt nr. 4.2.1. Laboratoriet for Energiteknik, DTU.
- /11/ Henriksen, U., Houbak, N., Qvale, B., Sørensen, S.N.: Grundvandsvarmepumper suppleret med andre naturlige varmekilder (1990). Energiministeriets varmepumpeforskningsprogram. Rapport nr. 72. Laboratoriet for Energiteknik, DTU.
- /12/ Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 450 af 21. august 1984: Bekendtgørelse om afledning af afkølet vand fra varmeindvindingsanlæg.
- /13/ Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 1206 af 24. november 2007: Bekendtgørelse om varmeindvindingsanlæg og grundvandskøleanlæg.

VARMELAGRING I JORDEN

Cand.scient. Morten Kjærgaard
Civilingeniør Jan Dannemand Andersen
GEO, Aarhus

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Danske solfangeranlæg bliver større og større, hvilket medfører øget behov for varmelagring. Der findes overordnet fire typer af varmelagring: Tankvarmelagre, damvarmelagre, borehulsvarmelagre og grundvandsvarmelagring.

Tankvarmelagring har været almindelig i en årrække, mens damvarmelagring og grundvandslagring (der specielt har interesse i forbindelse med kuldelagring) ser ud til at få stor anvendelse i de kommende år. Det første borehulsvarmelager er netop projekteret i Brædstrup. I artiklen her beskrives lagringsmetoderne, og der gives eksempler på målte varmeledningsevner og varmekapaciteter.

Der hersker dog usikkerhed om optimal udformning og effektivitet af lagrene, hvorfor der givetvis vil være behov for indsamling af viden og erfaring for at kunne optimere anlæggene.

BAGGRUND

Danmark er et af verdens førende lande indenfor bæredygtige og CO₂-neutrale energikilder – fx solvarme. Verdens største solfanger på ca. 17.000 m² findes ved Marstal på Ærø, og verdens 4. største solfanger på ca. 8.012 m² ved Brædstrup i Midtjylland. I Brædstrup er anlægget under udvidelse til godt 18.600 m², og en ny udvidelse til ca. 50.000 – 60.000 m² er planlagt.

For at kunne udnytte energien fra solfangeranlæg er der behov for at etablere varmelagring. Overjordiske tanke, i form af store isolerede ståltanke, benyttes i dag til dagvarmelagre, som lagrer energien over nogle dage, fx i perioder med regnvejr, hvor solfangere ikke producerer så meget energi. I takt med at solfangeranlæggene er blevet større og større, er også ståltankene blevet større og større – og ikke mindst dyrere og dyrere. De solfangeranlæg, som nu er under etablering i Danmark, er så store, at der er opstået behov for sæsonvarmelagring, dvs. lagring af energi fra om sommeren til om vinteren. Da der er grænser for, hvor store overjordiske tanke kan være, såvel pladsmæssigt som økonomisk, er varmelagring i jorden nærliggende. GEO er rådgiver for flere sådanne anlæg, som er under forberedelse /1/. Anlæg til lagring af energi i jorden kan også være anvendelige i forbindelse med køle-/varmelagring for større byggerier.

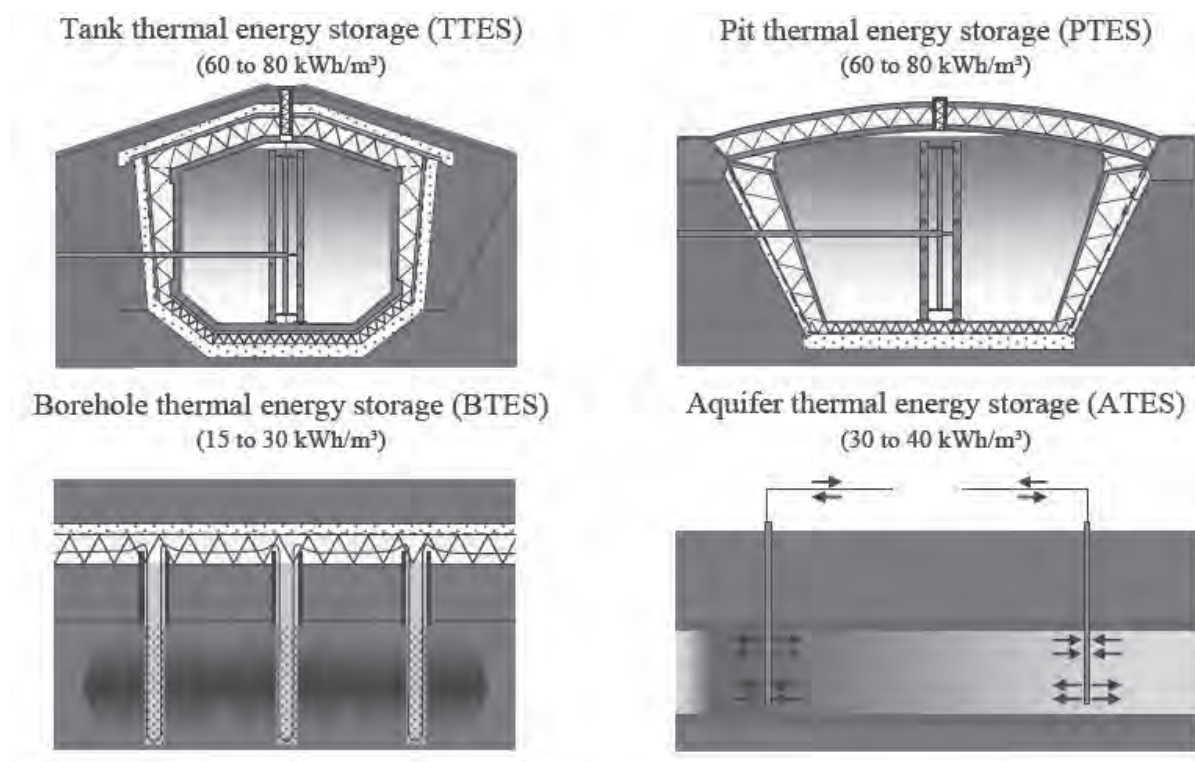
Der hersker dog nogen usikkerhed om varmelagrenes effektivitet (kapacitet, varmeledning og varmetab), nødvendige miljøgodkendelser og eventuel påvirkning af miljøet, ligesom der er usikkerhed om, hvor godt man kan modellere/måle varmeledningsevner og kapacitet.

FORMÅL

Formålet med dette indlæg er at belyse nogle af de overvejelser, man skal gøre sig i forbindelse med varmelagring. Herunder vurdering af jordens varmeledningsevne (og dermed anlæggenes effektivitet) samt miljøforholdene omkring solfangere og jordvarmelagre.

TYPER AF VARMELAGRE

Overordnet findes fire forskellige typer af varmelagre, som illustreret i figur 1.



Figur 1. Hovedprindipper for sæsonvarmelagre /2/.

Tankvarmelagre (TTES)

Tankvarmelagre (Tank Thermal Energy Storage) kan være såvel overjordiske som underjordiske. Lagrene er derfor som udgangspunkt isolerede. Erfaringerne har vist, at det er temmelig omkostningstungt at etablere større tankvarmelagre.

Damvarmelagre (PTES)

Et damvarmelager (Pit Thermal Energy Storage) er en stor kunstig dam, dvs. et bassin, som er fyldt med vand. Dammen graves ud som en stor omvendt pyramidestub og beklædes typisk med en plasticmembran i bund og sider. Bund og sider isoleres normalt ikke, men det er nødvendigt at isolere toppen (vandoverfladen), idet vandet sidst på sommeren kan blive op mod 90 grader varmt. Plastmembranen og især isoleringen på toppen er dyr, så pyramidestubbens sider skal være så stejle som muligt, gerne anlæg 1:2, svarende til 27 grader målt fra vandret. Heri ligger der en geoteknisk udfordring, idet det - afhængigt af jordtypen - kan være nødvendigt med fladere hældninger eller udskiftning af jordlag. Højtliggende grundvand er en anden udfordring, fordi grundvandet skal holdes væk under udgravningen for dammen. Det kræver en grundvandssænkning, som fordyrer projektet.

GEO er pt. rådgiver i forbindelse med etablering/projektering af to damvarmelagre. I Dronninglund starter etableringen af et 60.000 m³ damvarmelager formentlig i foråret 2011. I projektføreløbet måtte den først ønskede placering af lageret opgives pga. et højtliggende grundvandsspejl. I Marstal udføres i 2011 et anlæg med 75.000 m³ vand som supplement til et eksisterende damvarmelager på 10.000 m³.

Borehulsvarmelagre (BTES)

I et borehulsvarmelager (Borehole Thermal Energy Storage) bores en række huller, hvori der placeres en eller to sløjfer af varmeslanger, se figur 3. Herefter forsegles hullerne omkring slangerne typisk med bentonit. Oven på varmelageret må der etableres et isoleringslag. Opvarmet væske fra solfangerne cirkulerer i varmeslangerne og varmer dermed jorden op. Væsken vil typisk være op mod 90 grader, og jorden omkring boringerne vil i løbet af sommeren blive varmet op til omkring 60-70 grader. Om vinteren sendes koldt vand gennem slangerne, som så trækker varmen ud af jorden igen.

De meget høje temperaturer stiller store krav til de materialer, som anvendes. Man kan således ikke anvende de samme slanger som til almindelige jordvarmeanlæg. Også for opfyldningsmaterialet i borehullerne har den store temperatur betydning. Der kan ikke anvendes lertyper, hvor vandet "brændes af", med deraf følgende skrumpning og sprækkedannelse, dette vil give for dårlig varmeledning i borehullerne.

Jordtypen har betydning for, hvor velegnet borehulsvarmelagring er. Vandmættet jord er bedre end tør jord, fordi varmeledningen er meget bedre i våd jord. Varmekapaciteten (den varmemængde som kan oplagres pr. volumenenhed) er normalt større i vand end i jord. Det kræver derfor op til cirka fire gange større volumen jord end vand at lagre den samme mængde varme. Dette betyder også, at eventuelt strømmende grundvand er et problem, idet varmen vil strømme med grundvandet væk fra lageret.

I Brædstrup er et pilotprojekt for borehulsvarmelagring undervejs, ligesom der påtænkes et borehulsvarmelager i Strandby i Nordjylland. Det er første gang lagringsmetoden testes i Danmark. I forbindelse med projekteringen af Brædstrup-lageret er der udført forsøg med såvel opfyldningsmateriale til boringerne som med isoleringsmaterialer til topafdækning.

Grundvandslagring (ATES)

Grundvandslagring (Aquifer Thermal Energy Storage) er allerede anvendt til kombinerede køle-/varmeanlæg, og der er yderligere en række anlæg under overvejelse.

Ved denne metode anvendes selve grundvandsmagasinet som lagermedium. Det er derfor vigtigt, at der sikres såvel massebalance som energibalance. At sikre massebalancen vil sige, at der skal pumpes lige så meget vand op som føres tilbage. Ellers kan man risikere en mere udbredt ændring af grundvandsspejlet, hvilket kan mobilisere forureninger eller give sætningsskader i omkringliggende bygninger. Energibalancen skal også holdes. Det vil sige, at opvarmningen og afkølingen hen over året skal opveje hinanden. Er der ikke balance, kan det medføre en langsom opvarmning af grundvandet ("termisk forurening"), hvilket fx kan medføre bakteriedannelse.

Det kræver stor forståelse af grundvandet og dets strømninger, hvis man skal sikre sig, at masse- og energibalancen er bevaret. Selv hvor man mener at have denne forståelse, vil myndighederne formentlig, på grund af risikoen for termisk forurening, være meget tilbage-

holdene med at give tilladelse til etablering af ATES-anlæg i områder, hvor der findes brugbare drikkevandsressourcer.

VARMELEDNING OG VARMEKAPACITET

Varmeledningsevnen, målt i $W/(m \cdot K)$, og varmekapaciteten, målt i $kJ/(kg \cdot K)$, er de to egenskaber, som bestemmer, hvor langt væk fra borehullerne jorden vil blive varmet op, og hvor meget jorden bliver varmet op. Mens varmekapaciteten kun varierer lidt fra jordtype til jordtype - varmekapaciteten vokser dog med vandindholdet - er der store variationer i forskellige jordtypers varmeledningsevne. Tabel 1 viser spændet i termiske ledningsevner for forskellige jordtyper. Varmeledningsevnen afhænger af vandindholdet /3/ og jordtypen (jordmineralelementerne) og formentlig af jordens kompakthed og uensformighedstal (jordpartiklernes uensartethed). De enkelte parametres betydning for varmeledningsevnen er ikke grundigt belyst, i hvert fald ikke under danske forhold.

Types of Soil	Thermal Conductivity W / (mK)
Saturated Soil	0.15 - 4
Sand perfectly dry	0.15 – 0.25
Sand moist	0.25 - 2
Sand saturated	2 - 4
Clay dry to moist	0.15 – 1.8
Clay saturated	0.6 – 2.5
Soil with organic matter	0.15 - 2
Solid Rocks	2 - 7
Tuff (porous volcanic rock)	0.5 to 2.5

Tabel 1. Varmeledningsevner for forskellige jordtyper /4/.

Varmespredningen i jorden kan udtrykkes ved varmeledningsligningen, som er en partiel differentialligning i tre dimensioner /5/. Varmespredningen vurderes derfor ud fra numeriske modeller, fx DST/TRNSYS /6,7/, Feflow /8/ eller EED – EarthEnergyDesigner /9/.

BRÆDSTRUP TOTALENERGIANLÆG

På Brædstrup Fjernvarmeanlæg har man et solfangeranlæg på 8.012 m^2 , med et tilhørende tanklager (daglager) på 2.000 m^3 . Det er planlagt at udvide solfangeranlægget til 18.600 m^2 og tanklageret til 7.000 m^3 . Hertil kommer et borehulsvarmelager med ca. 100 borer til 45 m under terræn. Efterfølgende vil solfangeranlægget muligvis blive udvidet til $50.000 - 60.000 \text{ m}^2$, med en tilhørende udvidelse af jordvarmelageret.

Undersøgelser af jordlagene

Med henblik på vurdering af geologi og tilhørende varmeledningsevner er der udført 2 borer og 8 CPT-tryksonderinger (Cone Penetration Test) i det område, hvor man ønskede borehulsvarmelageret placeret. Geologien består i det væsentligste af tørt sand og silt – og enkelte lerlag - ned til knapt 50 m under terræn, hvor der træffes grundvand. På udvalgte jordprøver er der i laboratoriet målt varmeledningsevne, se tabel 2. Efterfølgende er der i det dybeste borehul, hvori der er nedsat varmeslanger, udført en termisk responstest /10/. Ud fra testen blev borehullets middelvarmeledning bestemt til $1,42 \text{ W/(m} \cdot \text{K)}$, hvilket stemmer meget godt overens med den middelværdi (vægtet efter jordtyper i boringen), som kan beregnes ud fra de varmeledningsevner, der er målt i laboratoriet.

Sample depth (m)	Main lithology	Thermal conductivity (W/(m·K))	Standard deviation (W/(m·K))
3-4	Silt and clay till	2.12*	0.11
3-4	Silt and clay till	2.88	2.21
7-8	Clay till	3.60	0.25
18-19	Sand, medium-coarse	0.22	0.00
26-27	Sand, fine	1.69*	0.01
37-38	Silt and sand	1.02	0.03
48-49	Sand and silt	0.55	0.02
49-50	Sand and silt	1.71*	0.02

*) The soil in these samples is manual compressed, the others are pressured by hydraulic.

Tabel 2. Varmeledningsevner /11/.

Som tidligere nævnt, varierer varmekapaciteten kun lidt fra jordtype til jordtype. Varmekapaciteter for jordtyperne i Brædstrup er beregnet af GEO ud fra jordens indhold af kvarts, feldspat, vand og luft /11/. Resultaterne af beregningerne findes i tabel 3.

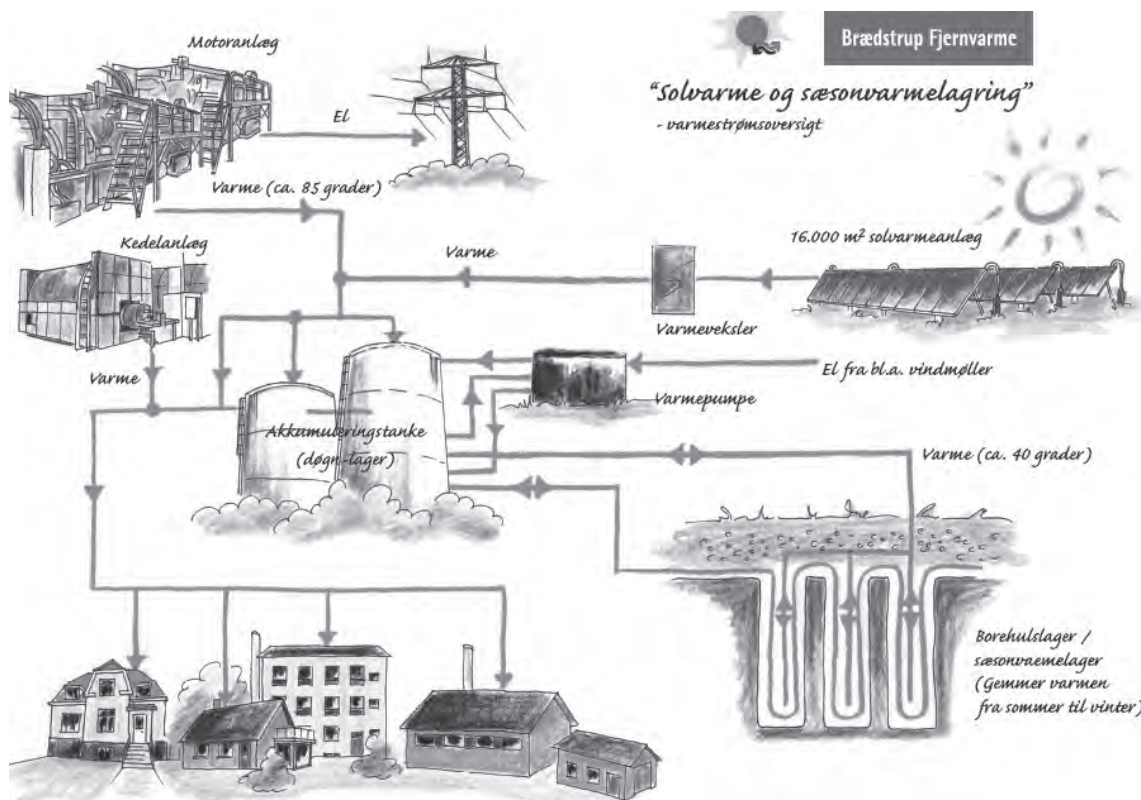
Soil	Unit weight (kg/m ³)	Natural water content (%)	Estimated distribution of minerals (%)		Estimated distribution of volume (%)				Heat capacity (kJ/(kg·K))	Volumetric heat capacity (MJ/(m ³ K))
			Feldspar	Quartz	Feldspar	Quartz	Water	Air		
Sand, sorted	1800	5	5	95	3	65	5	27	0.82	1.5
Silt/sand, unsorted	2000	7	10	90	8	67	7	18	0.86	1.7
Clay till	2200	13	20	80	17	66	13	4	0.97	2.1

Tabel 3. Beregnede varmekapaciteter (over grundvandsspejlet) /11/.

Dimensionering af borehulsvarmelageret

Den maksimale dybde af borehulsvarmelageret er bestemt ud fra geologi, hydrogeologi og varmeledningsevner, idet grundvandsressourcen skal sikres mod "termisk forurening". Vigtigere for dimensioneringen er imidlertid en cost-benefit analyse, som bestemmer samspillet og dimensioneringen mellem de elementer, som indgår i hele kraftvarmeværket. En skitse over det samlede anlæg i Brædstrup er vist på figur. 2. Den endelige dimensionering af borehulsvarmelageret skal vælges i sammenhæng med rørdimensioner, antal og effekt af varmepumper, størrelse af tanklager, areal og hældning af solfangere og meget andet.

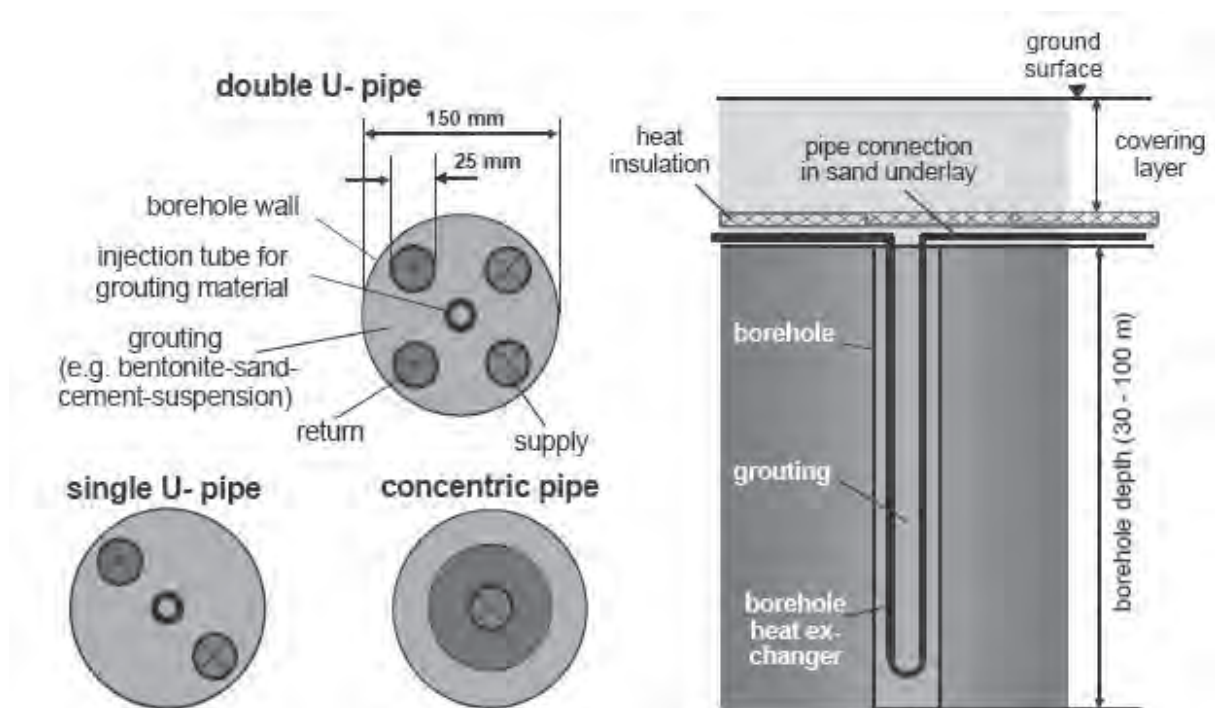
Aktuelt vil borehulsvarmelageret komme til at bestå af ca. 100 borer til 45 m under terræn. I hver af borerne placeres to slangesløjfer, hermed vil man stadig have effekt af en boring, selv hvis den ene sløjfe bliver skadet.



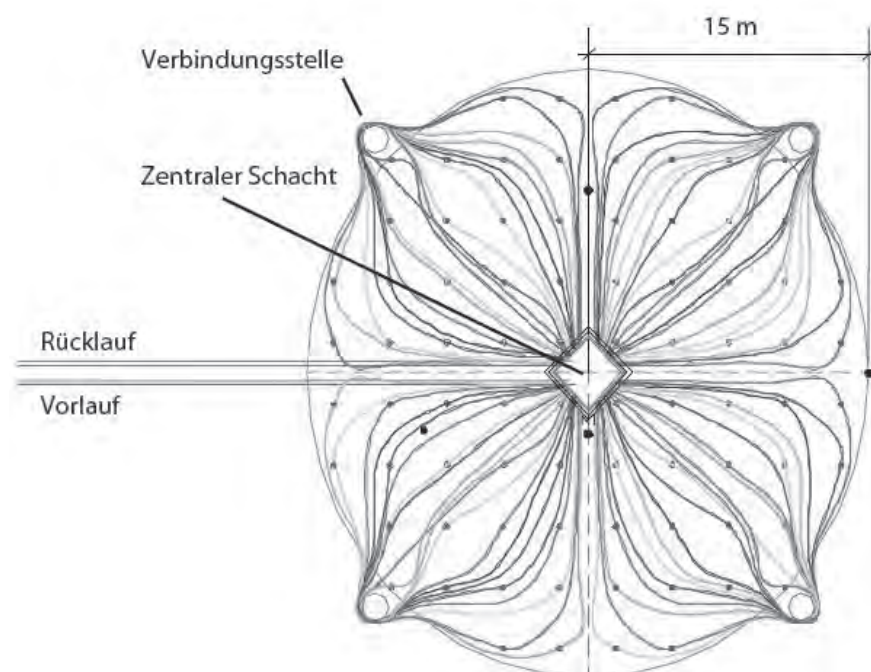
Figur 2. Principskitse for Brædstrup Kraftvarmeværk efter etablering af borehulsvarmelager /12/.

En principskitse af borehullerne ses på figur 3. Over borehullerne skal der placeres et isoleringslag, som skal kunne tåle varmen samt tage højde for den vanddamp, der trænger op. I Tyskland har man som isoleringsmiddel brugt foam-glas /2, 13/. I Brædstrup er det under overvejelse at benytte komprimerede muslingeskaller. I forbindelse med projektet udføres småskalaforsøg hermed. Boringerne vil blive opfyldt med bentonit, men typen af bentonit er stadig under overvejelse. I forbindelse med projektet udføres forsøg med bentonits egenskaber ved de høje temperaturer, som vil kunne findes i varmelageret.

Det mønster, som boringerne skal placeres i, er ikke fastlagt endnu. Boremønstret og ledningsføringen kan udformes på flere måder med hver sine fordele og ulemper. Et eksempel er givet på figur 4 /13, 14/. I Brædstrup er det vigtigt at tage højde for, at borehulsvarmelageret skal kunne udvides, uden at det giver problemer med ledningsføringen.



Figur 3. Typer af varmeslanger i borehuller /13/.



Figur 4. Eksempel på ledningsføring mellem varmeslanger i borehuller /14/.

Myndighedsgodkendelser

Da borehulsvarmelageret i Brædstrup er det første af sin art i Danmark, har myndighederne endnu ikke erfaring med denne type anlæg, og det kan være vanskeligt at vurdere, hvilke regler et sådant anlæg hører ind under.

Af nødvendige ansøgninger/tilladelser kan nævnes:

- Anmeldelse om det planlagte anlægs indvirkning på miljøet i henhold til BEK nr. 1335 af 06/12/2006 (Bekendtgørelse om vurdering af visse offentlige og private anlægs virkning på miljøet (VVM) i medfør af lov om planlægning).
- Miljøvurdering i henhold LBK nr. 936 af 24/09/2009 (Bekendtgørelse af lov om miljøvurdering af planer og programmer) ... og hertil hørende
- Miljøscoping.
- Eventuelt en VVM-redegørelse.
- Udarbejdelse af lokalplan.
- Miljøgodkendelse og evt. §19-godkendelse i henhold til LBK nr. 879 af 26/06/2010 (Miljøbeskyttelsesloven). Måske gælder dette kun borehulsvarmelageret.
- Byggetilladelse, men kun for overjordisk tanklager og bygning til varmepumper.
- Anmeldelse af borearbejdet i henhold til BEK nr. 336 af 25/03/2010 (Bekendtgørelse om udførelse og sløjfning af borer og brønde på land).
- Projektforslag i henhold til LBK nr. 347 af 17/05/2005 (Bekendtgørelse af lov om varmeforsyning).

Der er en væsentlig arbejdsbyrde forbundet med at få fremskaffet og udarbejdet alle relevante anmeldelser og tilladelser.

FREMTIDSPERSPEKTIVER

Man må forvente, at der vil blive opført flere og flere vindmøller i de kommende år. Dermed bliver der behov for mindre elproduktion fra kraftvarmeværker og samtidig behov for bedre og hurtigere regulering af strømproduktionen. Som konsekvens heraf må nogle af landets store centrale kraftvarmeværker forventes nedlagt. Dette vil medføre, at decentrale kraftvarmeværker får en større rolle i forbindelse med regulering af strømproduktionen (de mindre decentrale kraftvarmeværker er hurtigere at sætte i gang eller lukke ned end de store centrale værker).

Muligvis får de decentrale værker også øget betydning for fjernvarmeproduktionen, idet der kan blive mangel på fjernvarmeproduktion i nogle af de områder, hvor centrale kraftvarmeanlæg nedlukkes.

For mange decentrale kraftvarmeanlæg i Danmark kan det være relevant at opføre solfangeranlæg og dertil hørende jordvarmelagre. Vi er nu ved at få de første danske erfaringer med sådanne anlæg, men der vil givetvis være behov for indsamling af yderligere viden og erfaring for at kunne optimere kommende anlæg.

REFERENCER

- /1/ Sådan gemmer vi solen. Borekernen, december 2010. GEO.
- /2/ Status of Solar Thermal Seasonal Storage in Germany. T. Schmidt and D. Mangold, Solites. Steinbeis Research Institute for Solar and Sustainable Thermal Energy Systems, Stuttgart, Germany.
- /3/ Development of Correlations for Soil Thermal Conductivity. Bryan B. Becker, Anil Misra and Brian A. Fricke. University of Missouri-Kansas City Independence.
- /4/ www.hukseflux.com/thermalScience/ThermalConductivity.html.
- /5/ A first Course in Partial Differential Equations. Hans F. Weinberger. Xerox College Publishing, 1965.
- /6/ Duct Ground Heat Storage Model for TRNSYS (TRNVDST). User manual for the October 1996 version. Daniel Pahud, Göran Hellström and Livia Mazzarella, April 1997. École Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- /7/ Duct Ground Heat Storage Model. Manual for Computer Code. Göran Hellström, March 1989. University of Lund.
- /8/ www.feflow.info/.
- /9/ Earth Energy Designer, EED 3.0. May 26, 2008. BLOCON. www.buildingphysics.com.
- /10/ Bericht zum Geothermal Response Test für die geplante Erdwärmennutzung am Standort Fjernvarme-vej 2 in Brædstrup (Königreich Dänemark). Thomas Hanschke und Jens-Üwe Kühl, H.S.W.GmbH. Ingenieurbüro für Angewandte und Umweltgeologie, Rostock. 11.05.2010. Auftraggeber: Morten Kjaergaard, GEO (The Danish Geotechnical Institute).
- /11/ Brædstrup, Fjernvarmevej 2. Borehole Thermal Energy Storage (BTES). Geological and geotechnical site investigation. GEO project no. 32926. Report 2, 2010-06-22.
- /12/ Sol- og kraftvarme i Brædstrup. Per Kristensen, Brædstrup Fjernvarme – 18-01-2011. www.braedstrup-fjernvarme.dk.
- /13/ State of the Art of Seasonal Thermal Energy Storage. Fabian Ochs, University of Stuttgart and Thomas Schmidt, Solites, Stuttgart. 29.04.2008.
- /14/ Saisonaler Erdsonden-Wärmespeicher Crailsheim. Mathieu Riegger. Solites, Stuttgart. bbr 09/2008.

GRUNDVANDSKØLING I SVÆRVÆGTSKLASSEN I DR-BYEN

Projektleder Troels Jacob Lund
COWI A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

DR-byens store grundvandskøleanlæg er baseret på oppumpning og reinfiltration fra meget vandførende lag i undergrunden. En række specifikke forhold og krav har ført frem til et anlæg baseret på to grupper af borer. Fra den ene gruppe foretages der om sommeren oppumpning af vand til afkøling, og vandet reinfiltreres i den modsatte boringsgruppe. Om vinteren vendes pumperetningen, så vandet afkøles og reinfiltreres, så det kan anvendes til køling den følgende sommer. Til styring af anlægget og som dokumentation for dets virkning udføres en omfattende monitoring af bl.a. ydelse, vandstand og temperatur. Anlægget har været i drift siden sommeren 2009, og de foreløbige erfaringer er positive.

INDLEDNING OG FORMÅL

I en tid, hvor klimaforandringer og CO₂-reduktion får stadig større fokus, er der brug for energirigtige løsninger. I den nye DR-by er der gjort meget ud af energioptimering og –besparelser. Et af disse tiltag er grundvandskøling, der anvendes som supplement til traditionel kompressor- og frikøling.

Grundvandskøleanlægget har en kapacitet på 1MW, svarende til 4000 - 5800MWh/år, hvor op til 150-200 m³/t og i alt 1.000.000 m³ grundvand må flyttes om året. Det gør anlægget til Danmarks største grundvandskøleanlæg til byggeri og kontor.

Anlægget er udført med fuld hydraulisk og termisk balancering, så det på årsbasis sikres, at omgivelserne påvirkes så lidt som muligt. Det er sat i drift i sommeren 2009, men inden det nåede så langt, har der været en lang række forundersøgelser og en omfattende projektering.

Formålet med dette indlæg er at gennemgå de hydrogeologiske og planlægningsmæssige aspekter forbundet med det store grundvandskøleanlæg, og hvordan de specifikt har været afgørende for udformningen af netop DR-byens anlæg. Det er valgt ikke at fokusere nærmere på de mere køletekniske forhold, som dog også i høj grad er afgørende for anlæggets udformning.

BESKRIVELSE AF OMRÅDET OG ANLÆGGET

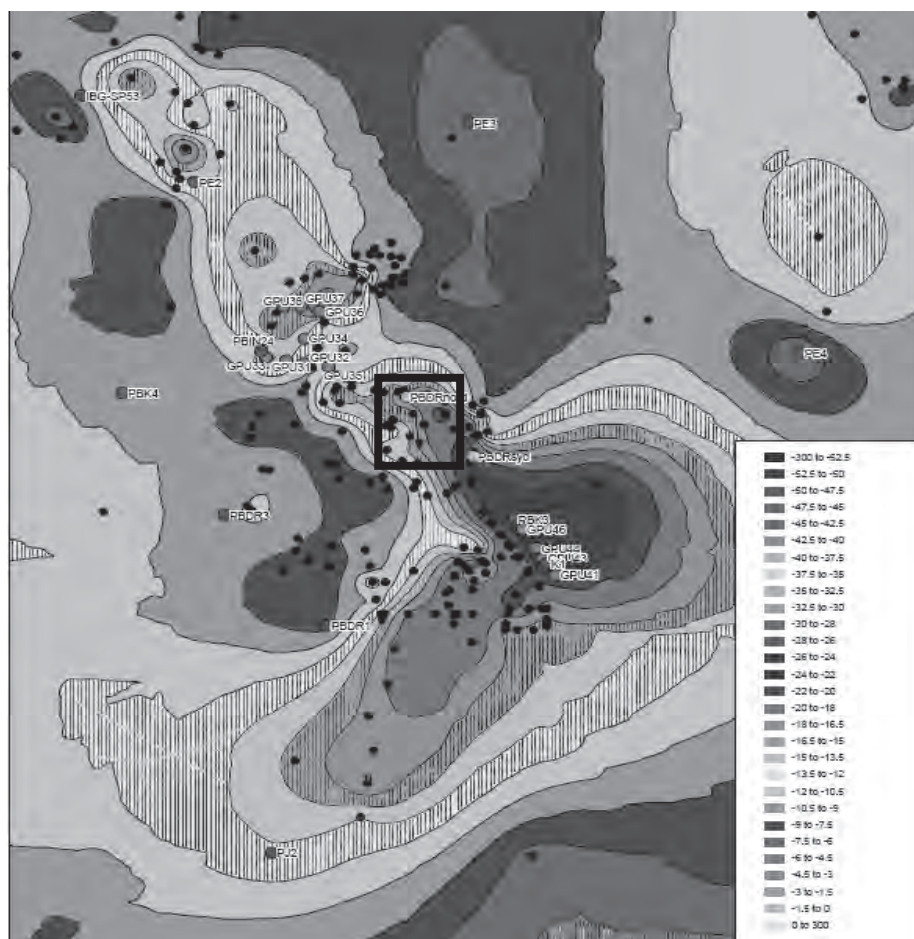
Geologi og hydrogeologi

Geologien i området består af glaciale aflejringer i form af moræneler, sand og grus, hvorunder der findes kalk.

Terrænoverfladen i området ligger mellem kote 2 og 3, mens kalkoverfladen generelt træffes i kote -8 til -14 og består af kalksandskalk (Øvre København Kalk). Kalkoverfladen gennemskæres i området af en SØ-NV-gående dalsænkning (se figur 1) som er en fortsættelse af den begravede dal, som går under betegnelsen Rådhusdalen, og som i området har bund omkring kote -18 til -25. Her findes groft sand og grus direkte over kalken, hvilket gør at dalen er særdeles vandførende. Således viser prøvepumpninger, at transmissiviteten i og omkring dalen er mellem 3 og 17*10⁻³ m²/s.

Det naturlige potentiale i det primære magasin ligger mellem kote 0 og -1,5 i området. At vandstanden er under kote 0 tilskrives især drænende kloakker i området.

Det skal bemærkes at med en vandstand mellem kote 0 og -1,5, samt et terræn omkring kote 2 til 3, er den faktiske dybde til grundvandet relativt beskeden. Dette sætter en vis begrænsning på overtrykket og dermed ydelsen i forbindelse med reinfiltration.



Figur 1. Kalkoverfladens højdeforhold. DR-byens beliggenhed er markeret med kvadrat.

Udvikling af idé, koncept og design

De hydrogeologiske forhold og den høje transmissivitet i Rådhusdalen gav naturligvis store udfordringer i forbindelse med byggeriet af DR byens konstruktioner, der ligger under grundvandsspejlet. Omvendt betød de specielle hydrogeologiske forhold også, at ideen til at udnytte disse forhold til grundvandskøling i det hele taget opstod. Da DR-byen desuden ligger i et område med begrænsede drikkevandsinteresser, blev ideen endnu mere attraktiv.

Forhold som kølebehov og indarbejdelse af grundvandskøling sammen med den øvrige køling i DR-byen blev gennemgået. Dette førte frem til, at det blev vurderet relevant at supplere den planlagte kompressorkøling og frikøling (luft) med grundvandskøling.

Dialog med myndighederne, samt yderligere vurdering af forholdene førte frem til, at grundvandskøleanlægget skulle udføres med hydraulisk og termisk balancering på årsbasis. Hy-

Desuden var der en række formelle krav til grundvandskøleanlægget, som f.eks. at vandet skal håndteres i et lukket system, krav til temperatur af det nedpumpede vand m.m., som skulle overholdes. Endelig blev der som led i det samlede energi-koncept for DR-byen ansøgt om og opnået finansiell støtte fra EU til projektet.

Forskellige udformninger og placeringer af anlægget blev undersøgt, ligesom der blev udført grundvandsmodellering og modellering af varmetransport. Det førte frem til et anlæg baseret på to grupper af borer (en kold og varm boringsgruppe) med en indbyrdes afstand på ca. 500 m. Placeringen af borer fremgår af figur 2.



113

Den varme boringsgruppe - også kaldet kildeplads nord - ligger nordvest for DR-byen, og består af 8 stor-diameter pumpe- og infiltrationsboringer navngivet GPU31 til GPU38. Boringerne i den varme gruppe er 23 til 30 m dybe og filtersat både i sand, grus og sten over kalken, samt over en længere strækning i selve kalken. I de fleste af boringerne findes der i de øverste ca. 5-6 m moræneler. Alle boringerne er både oppumpnings- og reinfiltrationsboringer.

Den kolde gruppe - også kaldet kildeplads syd - ligger sydøst for DR-byen, og består af 4 pumpe- og infiltrationsboringer navngivet GPU41 til GPU46 (se figur 2). Boringerne i den kolde gruppe mellem 27 og 30 m dybe og alle filtersat i de grove sand-, grus- og stenafløjninger i Rådhusdalen samt over en kort strækning i selve kalken i denne. Bortset fra boring GPU46, som indeholder ca. 10 m stærkt stenet moræneler, indeholder boringerne ikke noget ler i toppen som på kildeplads nord.

Det større boringsantal i den varme gruppe skyldes at Rådhusdalen her ikke er lige så markant og med samme høje hydrauliske ledningsevne som ved den kolde boringsgruppe. Udover -pumpe og infiltrationsboringerne findes der i området en række monitoringsboringer. Boringerne er placeret så det overvåges og dokumenteres, at der ikke foregår en påvirkning af specifikke forhold (f.eks. vådområder), samt for at kunne styre og regulere anlæggets drift og kontrollere dets funktion.

Der foregår løbende monitoring af ydelse, temperatur, vandstand, tryk og ledningsevne i boringerne og i varmecentralen af det oppumpede og afledte vand. Alle pumpe- og infiltrationsboringer samt centrale monitoringsboringer monitoreres i real-tid og er koblet til styringen af anlægget. I de mere fjerne boringer er der opsat almindelige dataloggere, som tappes regelmæssigt.

Princip for grundvandskøling

I sommerperioden oppumpes vandet fra de kolde boringer - dvs. den sydlige boringsgruppe. Vandet opvarmes via varmeveksler til maksimalt 25 °C (dog max. 20 °C over en måned), hvorefter det pumpes ned i de varme boringer.

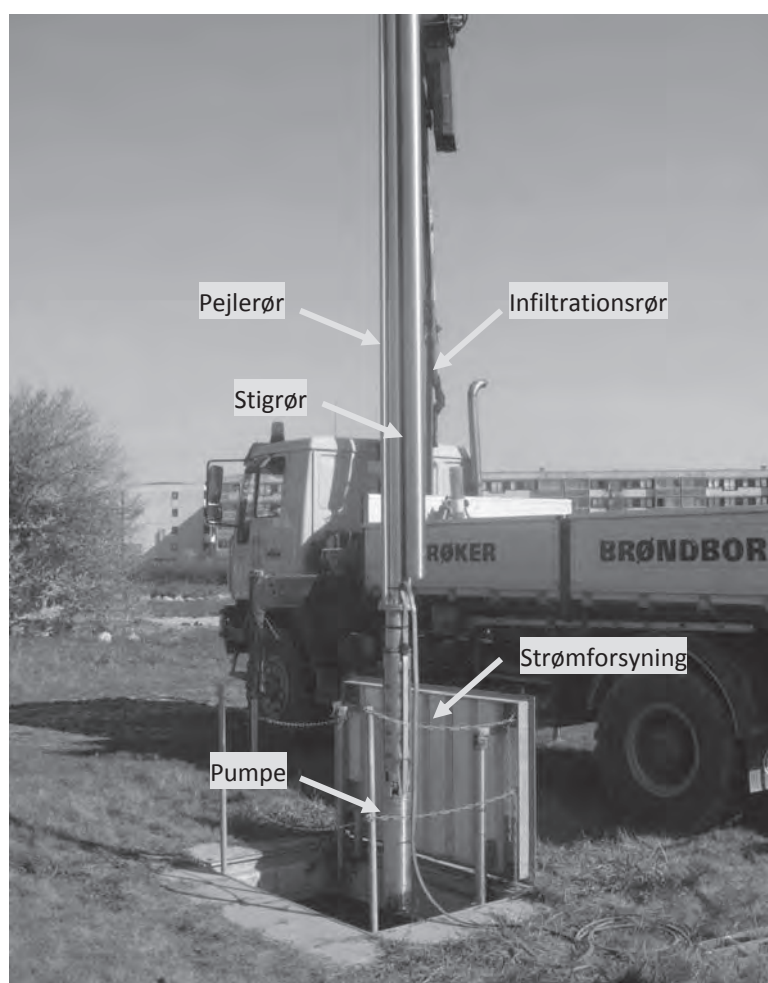
I vinterperioden pumpes i modsat retning, når udetemperaturen er under 7 °C. Her pumpes vandet fra den varme boringsgruppe og infiltreres i den kolde, så det kan bruges til køling den følgende sommer. Vandet ledes gennem en frikøler og afkøles derved til ca. 2 °C over udetemperaturen. I den koldeste periode køles så vidt muligt til 2-3 °C. Pga. et lovgivningsmæssigt krav om at aftage fjernvarme anvendes vandet i vinterperioden altså ikke til opvarmning.

Grundvandskredsen er opbygget som et selvstændigt lukket system, så tilgang af atmosfærisk luft undgås, især af hensyn til kemiske udfældninger i boringer og filtre. I kølekredsen findes kun rent pH-justeret vand. I genkølingskredsen, som bruges om vinteren, er det nødvendigt at frostsikre vandet, hvorfor denne indeholder polypropylenglycol.

Den hydrauliske og termiske balancering på årsbasis betyder at den vand- og energimængde der fjernes grundvandsmagasinet i løbet af et år er den samme som den, der tilføres. Når pumperetningen i løbet af perioden vendes, vil den samlede påvirkning over året vil være lig nul, og der undgås derfor påvirkninger af omgivelserne på årsbasis.



Figur 3. Billede fra kildeplads syd, med åbent boringsdæksel og DR-byen i baggrunden.



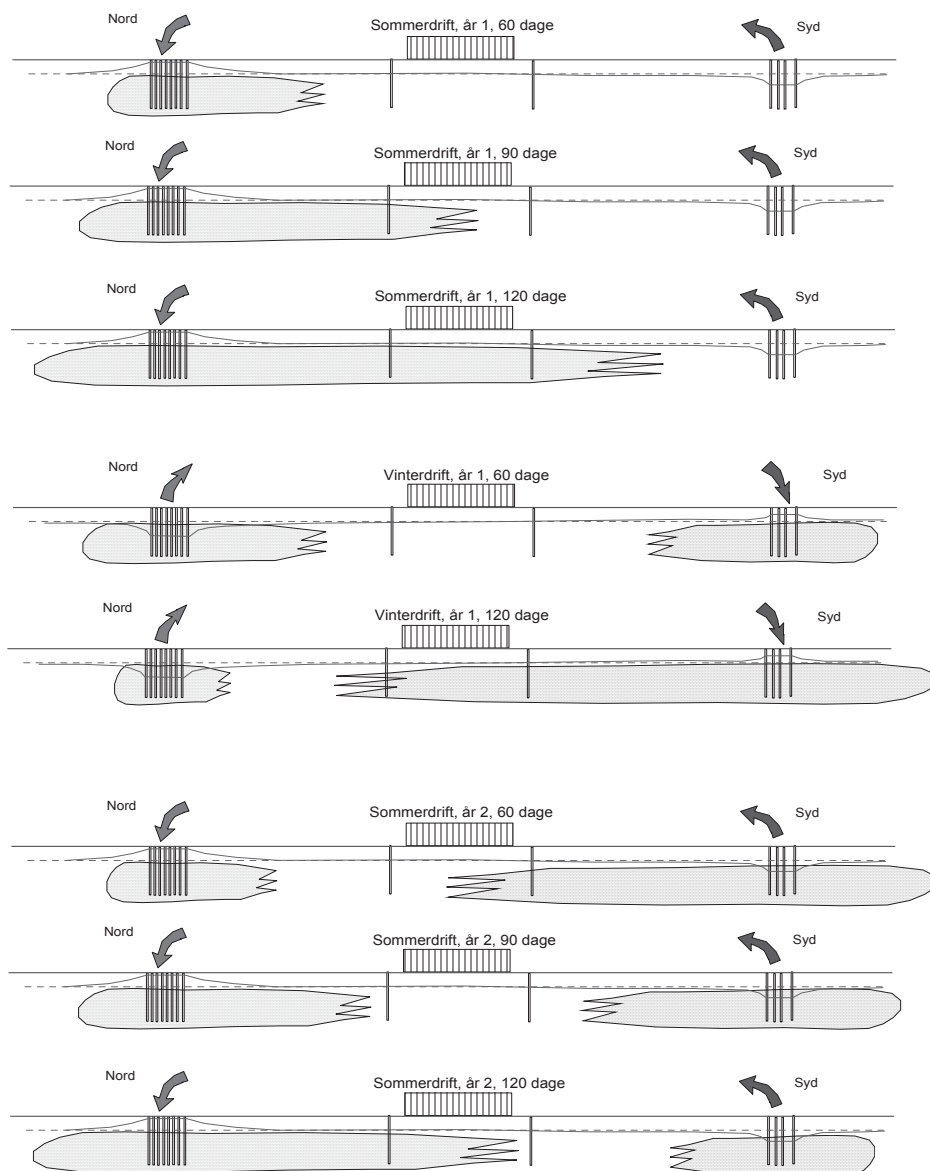
Figur 4. Billede af pumpe, stigrør m.m.



Figur 5. Potentiale- og partikelbanesimuleringer ved oppumpning fra kildeplads syd og reinfiltration på kildeplads nord.

I forbindelse med driften vil der foregå en strømning fra den ene kildeplads til den anden. Figur 5 viser potentialeforhold og med partikelbanesimuleringer, hvordan vandet strømmer fra kildeplads nord (hvor der infiltreres) i retning af kildeplads syd (hvor der pumpes). Simuleringerne er udført som led i planlægning og vurdering af den indbyrdes afstand mellem de to borningsgrupper for at undgå at der forekommer temperaturgennembrud.

Efter længere tids drift vil der med tiden udbrede sig et område i grundvandsmagasinet med højere temperaturer omkring de varme borer og tilsvarende med lavere temperaturer omkring de kolde borer i forhold til grundvandets naturlige temperatur. Udbredelsen af den opvarmede/afkølede zone afhænger af en lang række forhold, hvor grundvandets strømningsretning og -hastighed har stor betydning. Figur 6 illustrerer hvordan temperaturen i princippet vil udbrede sig fra de to kildepladser, som to pulserende henholdsvis varme og kolde områder.



Figur 6. Princip for temperaturudbredelse ved drift af kildepladserne.

ERFARINGER

Anlægget har været i drift siden sommeren 2009. På grund af øvrige praktiske forhold har driftstiden dog ikke være så høj som forventet. Til gengæld viser driftserfaringerne følgende:

- Anlægget kan drives og monitoreres hensigtsmæssigt
- Der kan uden problemer oppumpes og reinfiltres så store mængder som 150 til 200 m³/t, uden at vandstanden bliver for høj eller lav i grundvandsmagasinet eller boringerne.
- Anlægget vil kunne levere den planlagte kølekapacitet på 1 MW.

- Risikoen for temperaturgennembrud mellem de to boringsgrupper vurderes at være mindre end oprindeligt vurderet.
- Påvirkningerne af områderne omkring anlægget er yderst beskedne og helt acceptable.

Efterfølgende er der lovgivningsmæssigt åbnet op for, at vandet i vinterperioden kan anvendes til opvarmning og dermed afkøles samtidig med at det gør gavn. Implementering af dette er under planlægning.

SAMMENFATNING, KONKLUSION OG PERSPEKTIV

Sammenfattende kan det siges, at de specielle hydrogeologiske forhold under DR-byen har gjort det muligt at etablere et grundvandskøleanlæg i sværvægtsklassen.

Der har været gjort mange overvejelser, som har ført frem til et anlæg med fuld hydraulisk og termisk balancering. Driftserfaringerne viser at anlægget fungerer efter hensigten og kan levere den ønskede køling.

Grundvandskøling kan være et attraktivt alternativ til traditionel køling, når der findes de rette geologiske forhold og det rette kølebehov.

GEOKEMISK MODEL FOR UDVIKLING AF VANDKEMI OVER TID PÅ HOLMEHAVE OG BORREBY KILDEPLADSER

Ph.d. Henrik Akto
AKTOR innovation ApS

Projektleder Troels Kærgaard Bjerre
Hydrogeolog Johan Linderberg
VandCenterSyd A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUME

AKTOR innovation har for VandCenterSyd gennemført et projekt, hvor geokemisk modellering er blevet anvendt til at give en kvantitativ beskrivelse af den historiske og fremtidige udvikling af vandkvaliteten på to kildepladser med en samlet indvinding omkring 4 mio. m³ ved Odense Å syd for Odense. Med metoden er det muligt at give præcise vurderinger af vandkvalitetens udvikling uden at opstille de komplicerede transportligninger for kemiske stoffer i grundvand. Dette er meget arbejdsbesparende i forhold til det ellers nødvendige (mellem)trin med opstilling af numeriske strømningsmodeller. Grundvandsmagasinet opfattes som en kemisk reaktor med en given opholdstidfordeling – tidligere arbejde har påvist, at opholdstiden for et homogent grundvandsmagasin med ensartet grundvandsdannelse svarer til en ideelt opblandet reaktor. For stoffer, der transporteres tilnærmelsesvist konservativt f.eks. klorid, sulfat og BAM såvel som radioaktive ædelgas isotoper som ³⁹Ar og ⁸⁵Kr, er det muligt at give præcise beskrivelser. VandCenterSyd har tidligere præsenteret resultater fra aldersdatering med radioaktive isotoper – disse resultater er anvendt til fastsættelse af opholdstidfordelingen.

BAGGRUND OG FORMÅL

Det er et velkendt fænomen at vandkemien i vandindvindingsboringer ændrer sig med tiden. Dette skyldes både naturgivne forhold (f.eks. forhøjede kloridindhold), det omgivende miljø (f.eks. varierende indhold af pesticid metabolitten 2,6-dichlorbenzamid – BAM) og vandindvindingen i sig selv (f.eks. vandspejlssænkninger der kan give stigende indhold af sulfat og nikkel). Disse ændringer af vandkvaliteten kan med tiden give begrænsninger i udnyttelsen af kildepladser med ellers gode hydrauliske egenskaber.

For VandCenterSyd (VCS, tidligere Odense Vandselskab) er denne problemstilling integreret med ønsket at analysere og vurdere de forskellige kildepladser vandkvalitet og den fremtidige udvikling i sammenhæng med vandindvindingens påvirkning af det hydrologiske system – typisk afstrømningen i vandløb.

AKTOR innovation har for VCS gennemført en analyse og vurdering af eksisterende hydrogeologiske og geokemiske data fra Holmehave og Borreby kildepladser med en samlet indvinding omkring 4 mio. m³ ved Odense Å syd for Odense med henblik på at opstille en konceptuel geokemisk tolkningsmodel. Formålet med det udførte arbejde – hvoraf dele præsenteres i denne artikel – har været

- Undersøgelse af saltvandsproblemerne på Holmehave i detalje (forekomst, processer og dynamik).
- Anvendelse af en geokemisk konceptuel model som et tolkningsbidrag til den samlede vurdering af kildepladsernes bæredygtighed.

TEORI OG METODE

Hydrogeokemisk beskrivelse af vandudveksling vha. radioaktiv isotop

Til vurdering af grundvandsdannelse og de geokemiske modelberegninger anvendes data baseret på aldersdateringer ud fra målinger af radioaktive isotoper af ædelgasserne ³⁹Ar og ⁸⁵Kr /ref. 1/.

I fortolkningen anvendes to simple modeller der repræsenterer modsatte hydrauliske yderpunkter:

Ideelt gennemstrømmet reaktor (plug flow). Grundvandets alder tiltager langs strømningsretningen fra grundvandsdannende opland til udstrømningsområde ved boring på kildeplads. Isochroner står vinkelret på strømningsretningen. For fortolkning af input af radioaktive isotoper i en plug flow reaktor kan flg. udtryk anvendes

$$C(t) = C_i e^{\gamma t} \quad (\text{formel 1})$$

hvor $C_i, C(t)$ er hhv. inputkoncentration og koncentration til tiden t
 γ er henfaldskonstanten = $\ln(1/2)/t_{1/2}$ ($t_{1/2} = 269$ år for ^{39}Ar)

Ideelt opblandet reaktor. Grundvandsmagasinet opfattes som homogent og med ensartet infiltration. Grundvandets alder tiltager med dybden og isochroner er stort set parallelle med overfladen. Sammensætningen af det vand der blandedes i en boring, der indvinder over hele magasinets effektive strømningszone, kan simuleres som en ideelt opblandet beholder /ref. 2/. Dette gælder kun for stoffer, hvor vekselvirkning med sedimentet ikke er vigtig (f.eks. ædelgasser, klorid og til dels sulfat). For fortolkning af input af radioaktive isotoper kan flg. udtryk anvendes

$$C_u = C_i \left\{ \frac{1}{1 - \gamma T_h} \right\} \quad (\text{formel 2})$$

hvor $C_i, C_u,$ er hhv. inputkoncentration og koncentration i blandet vand
 T_h er den hydrauliske opholdstid
 γ er henfaldskonstanten = $\ln(1/2)/t_{1/2}$ ($t_{1/2} = 269$ år for ^{39}Ar)

Diffusion af klorid fra lavpermeable aflejringer

Der er anvendt en analytisk model til at analysere problemstillingen med en diffusionskontrolleret transport af klorid fra en lavpermeabel marin aflejrings med salt porevand til mere fersk vand, der strømmer i sandmagasinerne i den kvartære lagserie.

$$C(z, t) = C_0 + (C_1 - C_0) \cdot \text{erfc} \left\{ \frac{z}{\sqrt{4D_e t}} \right\} \quad (\text{formel 3})$$

hvor $C(z, t)$: porevandskoncentration i dybden z under prækvartær overfladen til tiden t (efter start af diffusion)
 C_0 : Start koncentration i porevæske
 C_1 : Koncentration i grundvand over prækvartær overflade
 D_e : Effektiv diffusionskoefficient i kalk ($0,4 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ /ref. 3/)
 erfc : Den komplementære fejlfunktion: $\text{erfc}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_x^\infty e^{-t^2} dt$

Analytisk model for udvikling af sulfatkoncentration

Der er opstillet en analytisk model for vurdering af dynamiske effekter på sulfatkoncentration i indvindingsboringer på Borreby og Holmehave kildepladser. Denne model (ideelt opblandet reaktor) er baseret på en antagelse om, at aldersfordelingen af grundvandet i sandmagasinet stort set svarer til et homogent medium med ensartet grundvandsdannelse (vandrette isochroner). Desuden er det nødvendigt med antagelser (støttet på måledata) om det oprindelige sulfat indhold og sulfat indholdet i ungt grundvand. Sulfat regnes som konservativt stof som

ikke vekselvirker med sedimenterne. Sulfatholdigt ungt grundvand begynder typisk at infiltrere ved start af den intensive vandindvinding på kildepladsen, pga. sænkning af vandspejlet.

$$C_{boring} = \begin{cases} C_0 & t < t_0 \\ C_{ung} + (C_0 - C_{ung})e^{-\frac{t-t_0}{T_h}} & t \geq t_0 \end{cases} \quad (\text{formel 4})$$

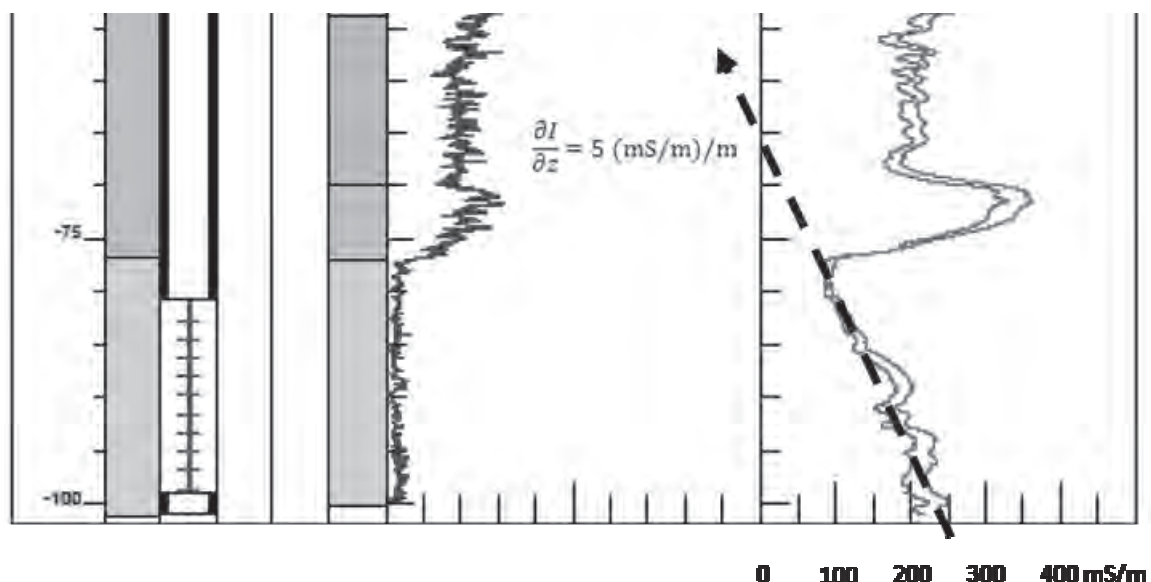
Hvor C_{boring} er blandingskoncentrationen i boringen
 C_0, C_{ung} er sulfatindhold i det oprindelige hhv. unge grundvand
 t_0 er starttidspunktet for infiltration af ungt grundvand
 T_h er den hydrauliske opholdstid i grundvandsmagasinet

RESULTATER OG DISKUSSION

Diffusion af klorid fra porevand i prækvartæret

For at kunne beregne den diffusionskontrollerede transport i kalken er det nødvendigt at bestemme gradienten af klorid koncentrationen i de øverste lag i kalken. Det er svært at bestemme denne direkte, da det kræver porevæske fra forskellige veldefinerede dybder (og ikke blandet vand fra et prøvetagningsfilter). Det er imidlertid også muligt at skønne gradienten af saltkoncentration i porevæsken ud fra en indirekte måling af formationens ledningsevne bestemt ved induktions-log (se Figur 1).

Formationsfaktoren (forholdet mellem induktions-log værdien og en egentlig måling af porevandets ledningsevne) er i skrivekridt fundet til ca. 4 - 5 /ref. 3/. Baseret på den grafisk bestemte gradient for induktions-loggen (5 [mS/m]/m, se Figur 1) kan kloridgradienten bestemmes til 100 g Cl/m³/m.



Figur 1. Udsnit af resultater fra borehuls logging i undersøgelsesboring U341 ved Holmehave kildeplads. Bestemmelse af gradienten af kloridkoncentrationen i den øvre kalk i undersøgelsesboring U341 ud fra formationens ledningsevne (induktions-log). Gradienten af formationsledningsevnen er bestemt grafisk til ca. 5 mS/m, hvilket svarer til ca. 100 g Cl/m³/m ved anvendelse af en *formationsfaktor* på 4 – 5 (forholdet mellem formationsledningsevnen og ledningsevne i porevæske /ref 3/).

Denne "aktive" gradient viser, at diffusions kontrolleret transport foregår og er en styrende mekanisme for klorid indholdet i den øverste del af kalken og de nedre dele af de overlejrende sandmagasiner. Advektiv transport i sandmagasinet udjævner disse vertikale gradienter gennem hydrodynamisk dispersion (pga. hastighedsgradienter), som er mange størrelsesordner større end diffusion.

Ud fra den ovenfor nævnte gradient i klorid indholdet kan man beregne en diffusionskontrolleret flux på

$$F = -\varepsilon D_s \frac{\partial C}{\partial z} \quad (\text{formel 5})$$

$$= 0,4 \cdot 0,013 \text{ m}^2/\text{år} \cdot (80 - 100) \text{ g Cl/m}^3/\text{m} = 0,4 - 0,5 \text{ g Cl/m}^2/\text{år}$$

Sammenligning af fluxen med den målte gennemsnitlige klorid værdi i grundvandet fra Holmehave (40 g/m^3) giver et udtryk for den nedre grænse for grundvandsdannelsen i oplandet til Holmehave kildeplads. Fratrækkes et forventet baggrundsbidrag på 15 g Cl/m^3 (der ses bort fra det noget højere niveau i recent drænvand) kan nettogrundvandsdannelsen vurderes ud fra

$$N = \frac{F}{C_{\text{magasin}}} = \frac{0,4 - 0,5 \text{ g Cl m}^2 \text{ år}^{-1}}{25 \text{ g Cl m}^{-3}} = 0,016 - 0,020 \text{ m/år} \quad (\text{formel 6})$$

Model for sulfat udvikling – Holmehave kildeplads

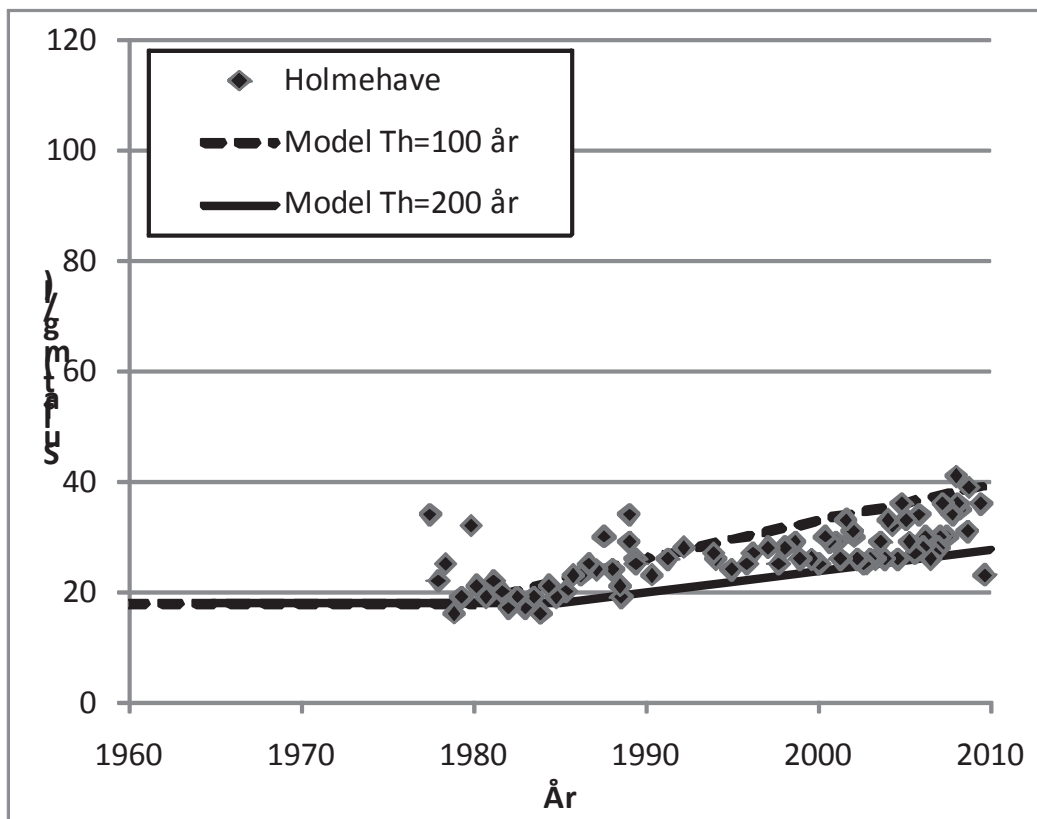
De udførte aldersdateringer med ^{39}Ar på Holmehave viser et spænd på 50 – 200 år. Boringerne står så spredt og med så forskelligartede placeringer af sandede sedimenter, at denne forfatter vurderer, at det giver mening at simulere blandingsvandet fra kildepladsen som en ideelt opblandet reaktor. Indholdet af sulfat fra den samlede produktion på kildepladsen kan således simuleres med formel 4 (se ovenfor).

I modelberegningerne er der anvendt følgende antagelser

- Sulfatkoncentrationen i det oprindelige grundvand (C_0) er sat til 18 mg/l
- Ud fra feltmålinger i terrænnære filtre i undersøgelsesboringer i kildepladsens opland er det sulfatindholdet i det unge grundvand sat til $C_{\text{ung}} = 100 \text{ mg/l}$
- Starten af den intensive vandindvinding anvendes som starttidspunkt $t_0 = 1980$
- Opholdstiden er bestemt ud fra ^{39}Ar målinger $T_h = 100 - 200 \text{ år}$.

Resultaterne af modelberegningerne er sammenlignet med de målte data fra kildepladsen (Figur 2). Der ses at være en udmærket overensstemmelse.

En opholdstid på 100 – 200 år kan forsigtigt omregnes til en grundvandsdannelse ved at se bort fra de "inaktive" lavpermeable dele af sedimenter. Tykkelsen af de sandede sedimenter ligger i intervallet 10 – 40 m, hvilket med en effektiv porøsitet på 20 % giver et ret stort spænd på $N = 0,01 - 0,08 \text{ m/år}$. Dette tal for grundvandsdannelsen er dog i rimelig overensstemmelse med grundvandsdannelsen vurderet ud fra den diffusionskontrollerede transport af klorid og kildepladsens klorid indhold (se formel 6).



Figur 2. Simulering af sulfat indholdet fra Holmehave kildeplads som en ideelt opblandet reaktor med en opholdstid på 100 - 200 år (se tekst for øvrige parametre).

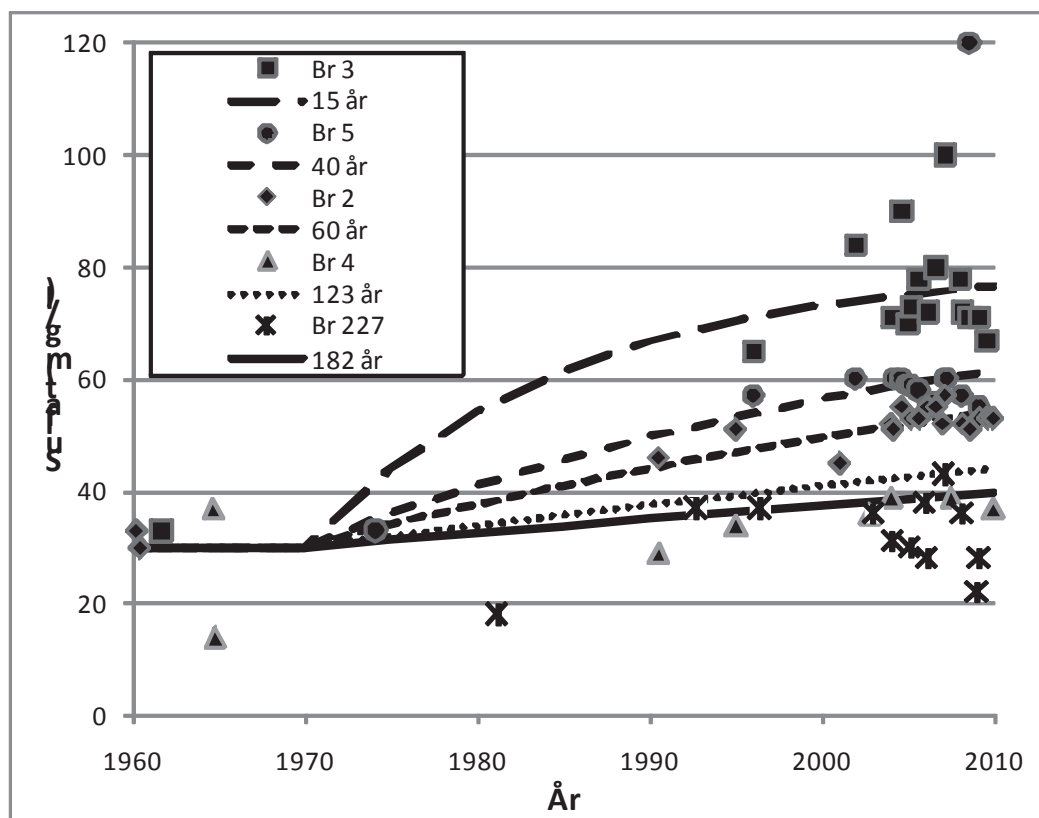
Model for sulfat udvikling – Borreby kildeplads

De udførte aldersdateringer med ^{39}Ar på Borreby kildeplads viser et spænd på 0 – 180 år. Tilsvarende Holmehave kildeplads står borerne spredt og med forskelligartet placering af de sandede sedimenter. Indholdet af sulfat er simuleret med formel 4 (jf. teori afsnit).

I modelberegningerne er der anvendt følgende antagelser

- Sulfatkoncentrationen i det oprindelige grundvand (C_0) er sat til 30 mg/l
- Sulfatindholdet i det unge grundvand sat til $C_{\text{ung}} = 80$ mg/l
- Starten af den intensive vandindvinding anvendes som starttidspunkt $t_0 = 1970$
- Opholdstiden T_h er bestemt ud fra ^{39}Ar målinger i de enkelte borer eller fittet til data
 - Br3 = 15 år.
 - Br4 = 123 år
 - Br227 = 182 år
 - Br2 og Br5 fittet

Resultaterne af modelberegningerne er sammenlignet med de målte data fra kildepladsen (Figur 3). Der ses at være en udmærket overensstemmelse.



Figur 3. Simulering af sulfat indholdet i de enkelte vandforsyningsboringer på Borreby kildeplads som en ideelt opblandet reaktor med opholdstider på 15 – 180 år (se tekst for øvrige parametre). For Br3, Br4 og Br227 er der anvendt ^{39}Ar aldersdatering til vurdering af T_h . For Br2 og Br5 er parameteren T_h fittet til de målte værdier..

Model for sulfat udvikling – Holmehave kildeplads

Den ovenfor fittede værdi for opholdstid fordelingen i boring Br 5 ($T_h = 45$ år) kan anvendes til at vurdere en registreret BAM forurening i samme boring. Ved boringen ligger sandmagasinet forholdsvis højt og der er også fundet en vis påvirkning med nitrat. Moderstofferne til BAM blev brugt i perioden fra 1965 til 1997 og delvis akkumulering og omsætning i overjorden betyder at udvaskningsperioden kan være lidt forskubbet i forhold til selve anvendelsesperioden. Da BAM næsten ikke adsorberes i sandmagasiner kan det simuleres som et konservativt stof. Der er nedenfor i Figur 4 anvendt udtrykket for en tidsbegrænset puls til en ideelt opblandet reaktor:

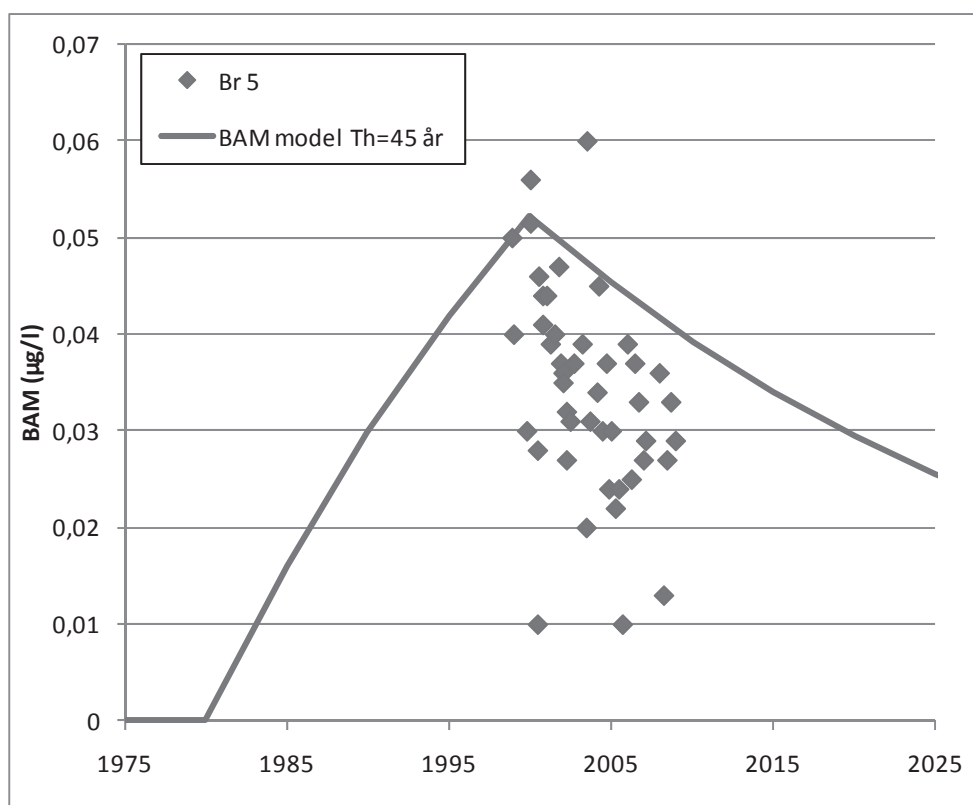
$$C_{\text{boring}} = C_{\text{BAM, inf}} \left(1 - e^{-\frac{t-t_0}{T_h}} \right)_{\text{for } t > t_0} - C_{\text{BAM, inf}} \left(1 - e^{-\frac{t-t_1}{T_h}} \right)_{\text{for } t > t_1} \quad (\text{formel 7})$$

I modelberegningerne vha. formel 7 er der anvendt følgende antagelser

- For at fitte til data er den gennemsnitlige koncentration af BAM udvaskning ($C_{\text{BAM, inf}}$) sat til $0,12 \mu\text{g/l}$
- Starten af BAM puls $t_0 = 1980$
- Stop af BAM puls $t_1 = 2000$
- Opholdstiden T_h er fittet til sulfatdata = 40 – 45 år (se figur 3 ovenfor)

I perioden 1978 – 2008 er der fra Br5 indvundet ca. 8,1 mio. m³ svarende til ca. 385.000 m³/år, hvilket giver en kildestyrke på 46 gram BAM/år med udgangspunkt i de fittede parametre i beregningen. Vi ved selvfølgelig i sagens natur ikke, om koncentrationerne tidligere har været højere, så kildestyrke og udvaskningsperiode skulle ændres.

Tages der udgangspunkt i de data, der er vist på Figur 4, vil den fittede kildestyrke afhænge af den valgte udvaskningsperiode, men arealet under kurven ændres ikke. Derfor kan den samlede kildestyrke vurderes til 20 år x 46 g/år ≈ 1 kg.



Figur 3. Modelberegning vha. *formel 7* af den resulterende koncentration af BAM i boring Br 5 ved at anvende en udvaskningsperiode fra 1980 til 2000 og en gennemsnitlig koncentration på 0,12 µg/l.

KONKLUSION

Anvendelse af analytiske modeller er et stærkt værktøj til at afprøve de hypoteser, som indgår i konceptuelle geokemiske tolkningsmodeller. Modellerne kan opstilles med simple redskaber som Excel, og der kan gennemføres usikkerhedsberegninger f.eks. ved anvendelse af Monte Carlo simuleringer.

Beregninger med en analytisk model for klorid transport viser, at balancen mellem diffusionskontrolleret transport af klorid fra den dybtliggende kalk og advektiv transport af ferskvand i sandmagasinerne kan forklare de variationer, der observeres i klorid indholdets størrelse.

Målinger af sammensætningen af det unge grundvand samt indholdet af den radioaktive isotope ^{39}Ar i udvalgte borer er blevet anvendt i analysen af udviklingstendenser for indikatorstoffet sulfat såvel som for en konstateret forurening af pesticid nedbrydningsproduktet BAM.

En analytisk stoftransport model baseret på antagelse om vandrette isochroner i grundvandsmagasinerne giver en meget god overensstemmelse mellem de observerede ændringer af sulfatindholdet på boringsniveau og kildepladsniveau – både i absolutte tal og tidsskalaen for ændringerne. Den gode overensstemmelse mellem resultaterne fra den simple model og de observerede data (aldersdateringer, sammensætning af ungt grundvand og udviklingen i vandkvaliteten) giver stor sikkerhed til den konceptuelle model. Et væsentligt aspekt er, at modellen udelukkende er baseret på geokemiske observationer og dermed er helt uafhængigt af andre antagelser om det hydrologiske system (f.eks. grundvandsdannelse, hydraulisk ledningsevne, grundvandsmagasinernes rumlige udbredelse osv.).

Med denne simple model er det muligt at give forholdsvis præcise vurderinger af udvaskning af en konservativ tracer fra en fladebelastning (f.eks. et mobilt pesticid) og effekten på grundvandskvaliteten over tid. Det er også muligt at skelne mellem vandkvalitetsudviklingen i borer med høj sårbarhed (forstået som kort opholdstid) og borer med lille sårbarhed (lang opholdstid).

REFERENCER

- /1/ Bjerre, T.K.; Linderberg, J., (2010): Grundvandsdatering på Vand Center Syds kildepladser. ATV Vintermøde Vingstedcenteret, Bind I, marts 2010, pp.77–86.
- /2/ Appello and Postma (2007): Geochemistry, groundwater and pollution. 2nd ed. A.A. Balkema publishers.
- /3/ GEUS (2006): Saltvandsgrænsen i kalkmagasinerne i Nordøstsjælland, hovedrapport.

HYDRONET – EN NY MODEL OG EN NYT MODELKONCEPT TIL BESTEMMELSE AF UDVEKSLING MELLEM GRUNDVAND OG OVERFLADEVAND

Civilingeniør, ph.d. Jan Gregersen
HydroInform

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

HydroNet er et nyt open source og gratis værktøj til modellering af strømning og stoftransport i netværk af søer og vandløb. Modellen anvender et nyt numerisk princip, som gør det muligt hurtigt at lave tilpasninger til specielle forhold, herunder udnyttelse af meget forskelligartede datatyper. I artiklen viser vi, hvordan målinger af naturligt forekommende klorid kan udnyttes til modellering af udvekslingen mellem overfladevand og grundvand.

BAGGRUND

Det er velkendt, at udvekslingen mellem overfladevand og grundvand er afgørende for det hydrologiske kredsløb. Derfor er der stor fokus på denne interaktion blandt andet i forbindelse med vandplanerne. Det er lige så velkendt, at interaktionen er endog meget vanskelig at kvantificere.

Fysikken bag udvekslingen er egentlig ligetil. Ligger det øvre grundvandsspejl højere end vandstanden i åen eller søen strømmer vandet ind i søen eller åen, ligger det lavere vil vandet dræne til grundvandet. Umiddelbart banalt, men strømmingen sker gennem en bund med ofte meget heterogene hydrauliske egenskaber og en kompleks geometri. Det betyder, at traditionel deterministisk modellering baseret på Darcys lov, trykforskelle og hydrauliske ledningsevne er forbundet med meget stor usikkerhed, bl.a. fordi der ikke er praktisk muligt at foretage de nødvendige målinger på rette skala.

En anden tilgang er at udnytte målinger af temperaturer eller naturligt forekomne sporstoffer, som f.eks. radon og klorid. Målinger af disse kan umiddelbart give indikationer om, hvilken vej vandet strømmer. Men for at kunne oversætte sådanne data til et egentlig kvantitativt mål for udvekslingen må man anvende invers modellering.

Med invers modellering sætter man en fysisk model op for overfladevandet, grundvandet, udvekslingen mellem disse samt transporten af stoffer. Herefter kalibreres modellen indtil den er tro overfor de tidsvarierende målinger af koncentrationer og potentialer. Efterfølgende kan den tidsvarierende udveksling mellem grundvand og overfladevand udledes af modellens resultater.

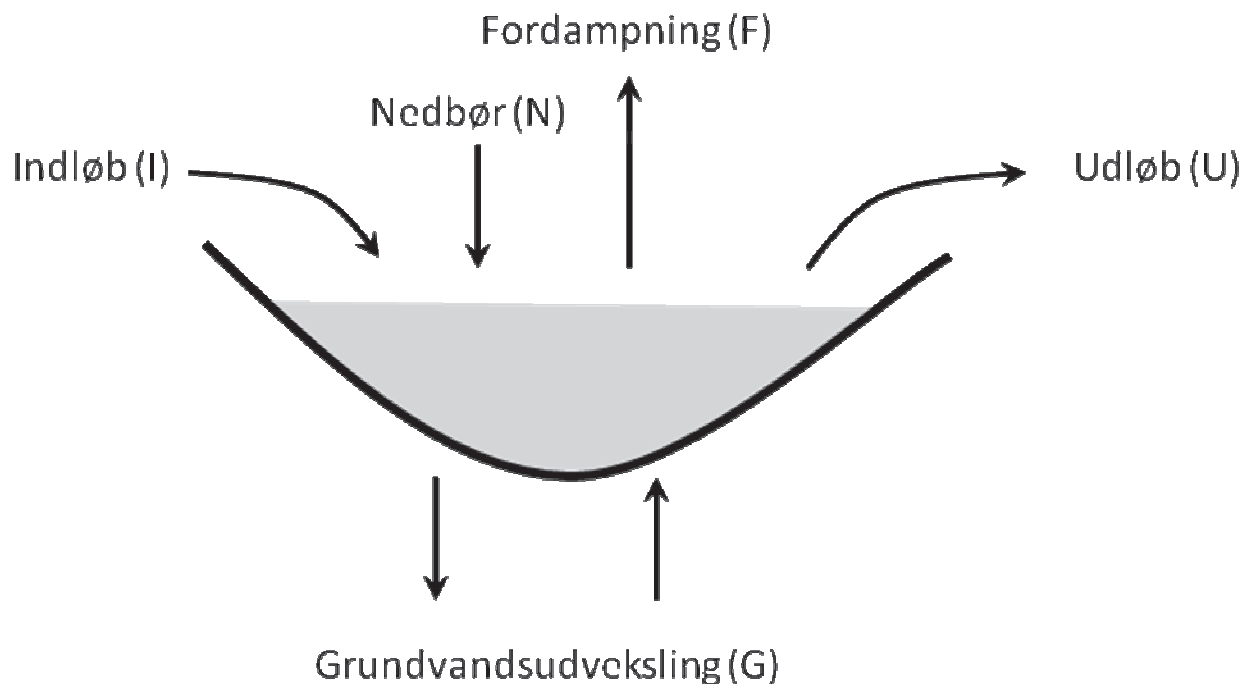
I forbindelse med et netop afsluttet projekt, støttet af By- og Landskabsstyrelsen, har vi udviklet et modelsystem kaldet HydroNet. Grundideen bag HydroNet er et modelsystem for søer og vandløb, som i kompleksitet lægger sig mellem de avancerede modeller og den helt simple skrivebordsberegning.

Der er lagt vægt på stor fleksibilitet, således at modellen kan tilpasses de datatyper, der findes, og at man dermed får maksimalt udnyttelse af selv et sparsomt data grundlag. Yderligere er HydroNet kompatibel til OpenMI standarden /1/, hvilket gør det muligt at lave dynamiske koblinger til andre OpenMI kompatible modeller, herunder DHIs modeller.

Vi viser længere nede i artiklen et eksempel på, hvordan HydroNet kan kobles til grundvandsmodellen Mike She og udnytte klorid koncentrationer til bestemmelse af grundvandsudvekslingen.

KONCEPTET BAG HYDRONET

Når man interesserer sig for udvekslingen mellem grundvand og overfladevand er det naturligt at tage udgangspunkt i en vandbalance. Nedenstående figur illustrerer en simpel vandbalance for en sø.



Figur 1: Vandbalance for en sø.

Hvis man har de rette målinger, og man antager steady-state kan man beregne grundvandsudvekslingen:

$$G = I + N - F - U$$

Her kan man dog kun beregne nettoudvekslingen med grundvandet og ikke tage højde for, at det kan strømme både ind og ud.

Idet grundvandsudvekslingen er vanskelig at måle, har man forsøgt at adskille de enkelte led i vandbalance ved at se på nogle signalstoffer. Hvis eksempelvis koncentrationen af et stof i grundvandet er væsentlig forskellig fra koncentrationen af samme stof i nedbøren, vil det give en resulterende koncentration i søen, som man vil kunne benytte til at sige noget om blandingsforholdene. Ved at multiplicere leddene i vandbalance med koncentrationer, kan man få følgende massebalance:

$$G_{ind}c_G = Ic_I + Nc_N - Uc_{sø} - G_{ud}c_{sø}$$

Her bemærkes det først, at grundvandsudvekslingen nu er opdelt i indstrømning og udstrømning, idet indstrømmende grundvand har en koncentration, mens det der strømmer ud, har søens koncentration. Det samme gælder for udløbet. Fordampningen er forsvundet fra

ligningen, idet stoffet ikke fordamper. Her udnyttes altså koncentrationsmålinger til at få en bedre beskrivelse af systemet.

En tracer, som har været anvendt ved flere studier, er ^{13}O , som opkoncentreres ved fordampning, men som ellers ikke påvirkes. Benyttes den skal fordampningen med i ligningen:

$$G_{ind}c_G = Ic_I + Nc_N - Uc_{sø} - G_{ud}c_{sø} - Fc_F$$

Næste skridt er at betragte stoffer, der ikke er konservative. Det vil sige stoffer, som nedbrydes eller dannes i søen. Så skal der tilføjes et nedbrydningsterm (her 1' ordens), så ligningen bliver:

$$G_{ind}c_G = Ic_I + Nc_N - Uc_{sø} - G_{ud}c_{sø} - Fc_F + \lambda c_{sø}$$

Radon er eksempel på en sådan tracer, idet den har en fast koncentration i grundvand og henfalder ved konstant rate i overfladevand.

Temperatur har også flere gange været brugt som tracer. Temperaturdata tolkes ved hjælp af en energibalance i stedet for en massebalance, men princippet er det samme.

Med et stof og steady-state kan man klare sig med en simpel håndregning. Det gælder dog både for strømningen og for koncentration, at de kan variere over tid, så man ikke kan antage steady-state. Derudover vil det være interessant at regne på flere stoffer samtidig, således at man får et overbestemt system. Det vil sige, at man for hvert stof får en version af ligningen.

Med de ovenstående betragtninger har vi forsøgt at vise, hvordan indirekte målinger kan benyttes til at beregne udvekslingen med grundvand. Ideen er, at de enkelte led i vandbalance har et specifikt signal.

Beregningerne er matematisk simple at håndtere, men det bliver hurtigt kompliceret, når:

1. der kommer mange parametre
2. man ikke kan antage steady-state
3. man ønsker at betragte et forgrenet netværk og ikke blot en enkelt sø

HydroNet er specielt udviklet til at håndtere målinger af den beskrevne type, hvor vand fra forskellige kilder har forskellige signaler (koncentration, temperatur etc). Modellen er udviklet efter et nyt numerisk princip, hvor vand og stof transporteres i såkaldte numeriske vandpakker gennem et netværk af søer og vandløb. Vandpakkerne tildeles egenskaber og funktionalitet, som den pågældende vandtype har. Afkoblingen af vandets egenskaber fra det fysiske miljø, som vandet befinder sig i (f.eks. sø eller vandløb), har gjort det muligt effektivt at inddrage processer og egenskaber svarende til tidligere nævnte målemetoder i modellen. Det anvendte princip gør det også muligt at tilpasse modellen til at håndtere nye målemetoder.

HydroNet er en netværksmodel, hvor vandet rutes ned igennem systemet fra den opstrøms del til den nedstrøms del. Ved at benytte en netværksmodel, selvom man kun er interesseret i en enkelt sø, bliver det muligt at se, hvordan tolkningen af data opstrøms har indflydelse på de konklusioner, man drager nedstrøms. På den måde bliver det også muligt at sende usikkerheden videre ned i systemet.

HydroNet er en konceptuel og stærkt modulopbygget model, som kan afvikles meget hurtigt. Modellen kan anvendes på helt simple systemer, som en enkelt sø og store sammenhængende overfladevandssystemer.

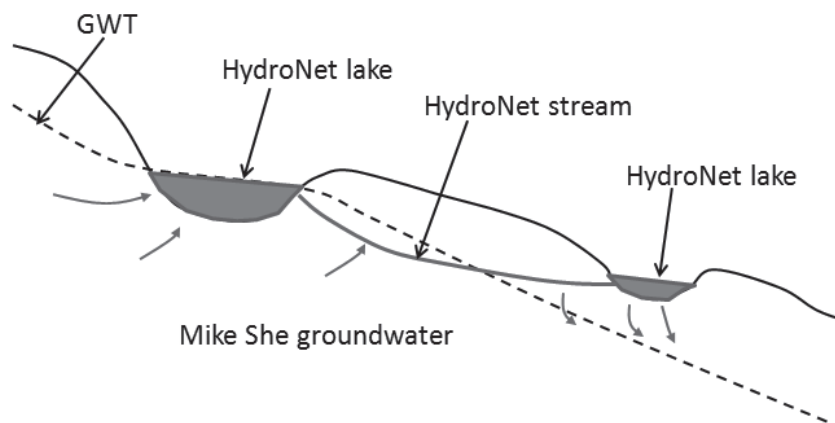
HydroNet er OpenMI kompatibel og kan dermed indgå i et system af dynamisk koblede modeller, som overholder OpenMI standarden, hvilket gør det muligt at koble til komplicerede grundvandsmodeller.

DYNAMISK KOBLING TIL GRUNDVANDSMODEL OG KLORID SOM TRACER

Grundvand indeholder ofte en vis mængde klorid, mens regnvand kan antages at være uden klorid. Derfor kan målinger af klorid i søer og det underliggende grundvand give en indikation af udvekslingen mellem sø og grundvand.

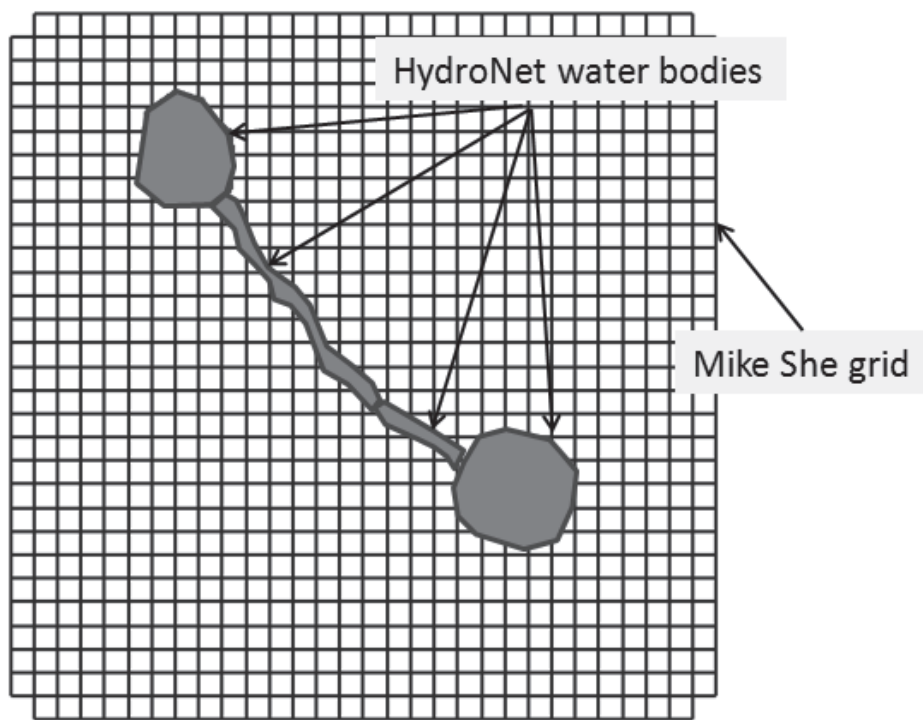
For at demonstrere HydroNet, har vi lavet en hypotetisk case med to søer, som udveksler vand med det underliggende grundvand. Overskydende vand fra den øverste sø løber via et vandløb til den nederste sø. Vandløbsstrækningen mellem de to søer udveksler også vand med grundvandet. Både søerne og grundvandet påvirkes af nedbør fra en historisk tidsserie med daglige nedbørsrater over en treårig periode.

På figuren nedenfor er vist et lodret snit gennem de to søer. I basisscenariet ligger vandspejlet for den øverste sø under grundvandsspejlet, medens vandspejlet for den nederste sø ligger over grundvandsspejlet. Det betyder, at den øverste sø modtager grundvand, medens den nederste sø dræner til grundvandet. Yderligere tænkes det, at der for begge søer, samt i en nærliggende boring, er målt klorid koncentrationer. Vandet i den øverste sø stammer dels fra grundvandsbidrag, som indeholder klorid, og fra nedbør, som ikke indeholder klorid. Den endelige kloridkoncentration i søen er dermed en god indikator for fordelingen mellem grundvandstilstrømning og bidrag fra nedbør. For den nederste sø er princippet det samme, men her skal kloridbidraget fra vandløbet og den øverste sø også tages i regning.



Figur 2: Eksempel på OpenMI-kobling af HydroNet og Mike She

De to søer, vandløbet og transporten af klorid modelleres med HydroNet, medens grundvandsstrømningen modelleres med Mike She. Udbredelsen af søer og vandløb er i HydroNet modellen defineret ved polygoner, medens grundvandet i Mike She er defineret i et regulært grid. (se figuren nedenfor).



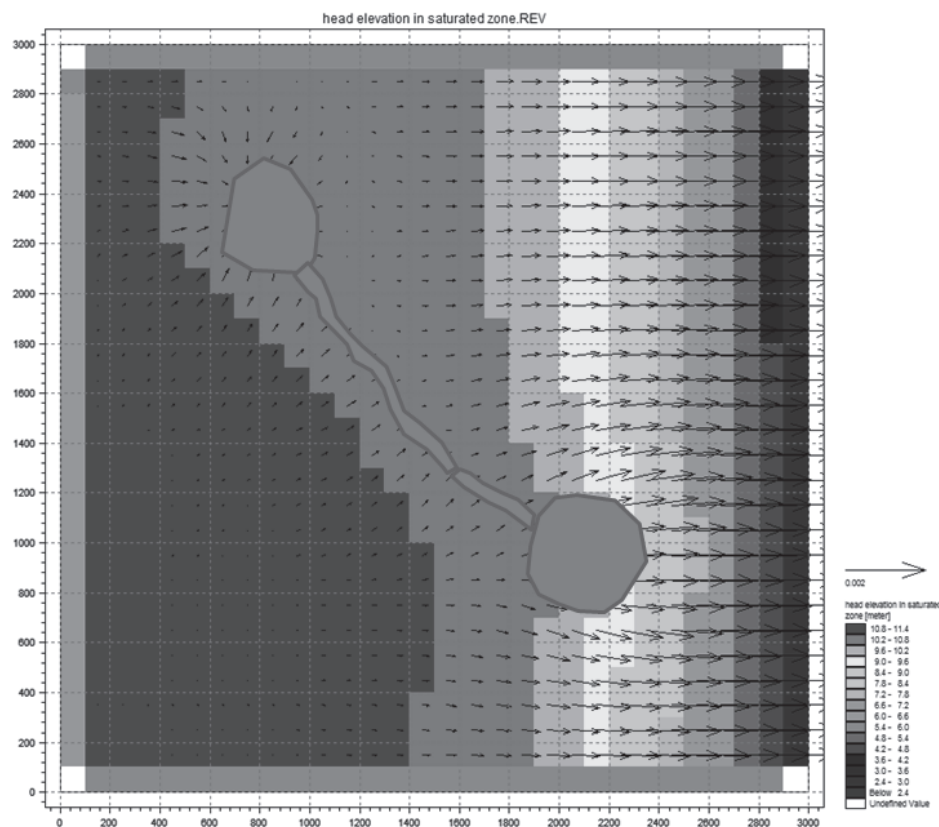
Figur 1: Geometrier for HydroNet søer og vandløb, samt Mike She's grid.

HydroNet modellen beregner grundvandsudvekslingen mellem overfladevand og grundvand, v.h.a. Darcy's lov. Ved hvert tidsskridt modtager HydroNet information om grundvandspotentialet under hver sø og vandløb fra Mike She (via OpenMI interfacet).

Grundvandspotentialerne i Mike She er defineret som en værdi for hver gridcelle, men HydroNet skal bruge en værdi for hver sø og vandløb, svarende til det gennemsnitlige grundvandspotentiale under polygonerne, som definerer disse. Yderligere anvender de to modeller ikke samme tidsskridslængde. Derfor sker der ved dataoverførslen en række geometriske og tidslige konverteringer.

Grundvandsudvekslingen med søerne og vandløbene påvirker grundvandsstrømningen og grundvandsspejlet. Derfor skal Mike She for hvert tidsskridt bruge information fra HydroNet om dette. Her bliver data ligeledes både geometrisk og tidsligt konverteret.

På nedenstående figur ses de beregnede potentialer og strømninger for et specifikt tidspunkt i beregningsresultaterne.



Figur 4: Beregnet flowfelt med koblet model.

Grundvandet strømmer til den øverste sø og vandløbet mellem søerne, medens den nederste sø dræner til grundvandet, hvilket ses af den forhøjede grundvandsstand ved søen. Tids-serier for den beregnede klorid koncentration i de to søer er vist på figuren nedenfor.

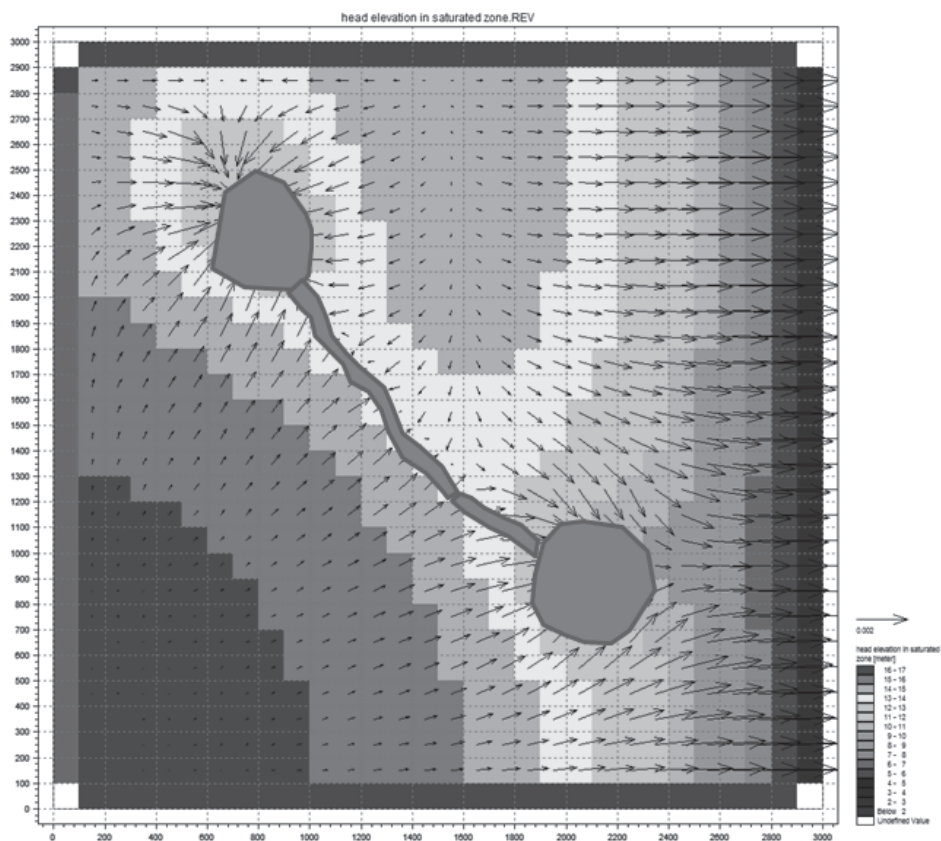
Koncentrationen varierer som konsekvens af den varierende nedbør, idet nedbøren påvirker opblandingen i søerne og infiltrationen til grundvandet (og dermed grundvandsstanden). Koncentrationen er højst i den øverste sø, da denne modtager grundvand, medens den nedre sø kun modtager klorid via vandløbet (altså fra den øverste sø).

Det er klart, at man alene ud fra klorid målinger i de to søer vil kunne sige lidt om grundvandsudvekslingen (høj koncentration indikerer indstrømning af grundvand medens lav koncentration indikerer udstrømning til grundvandet). Derimod vil anvendelse af et model-system som præsenteret her, kunne give et kvantitativt mål for udvekslingen og dennes tidslige fordeling.

I en rigtig case vil man kalibrere hele systemet mod observerede grundvandspotentialer og de målte klorid koncentrationer. Det vil give en meget stærk kalibrering, idet grundvandspotentialerne giver øjeblikbilleder medens klorid koncentrationerne indeholder information om historien (den aktuelle koncentration er konsekvensen af akkumulerede udveksling og opblanding).

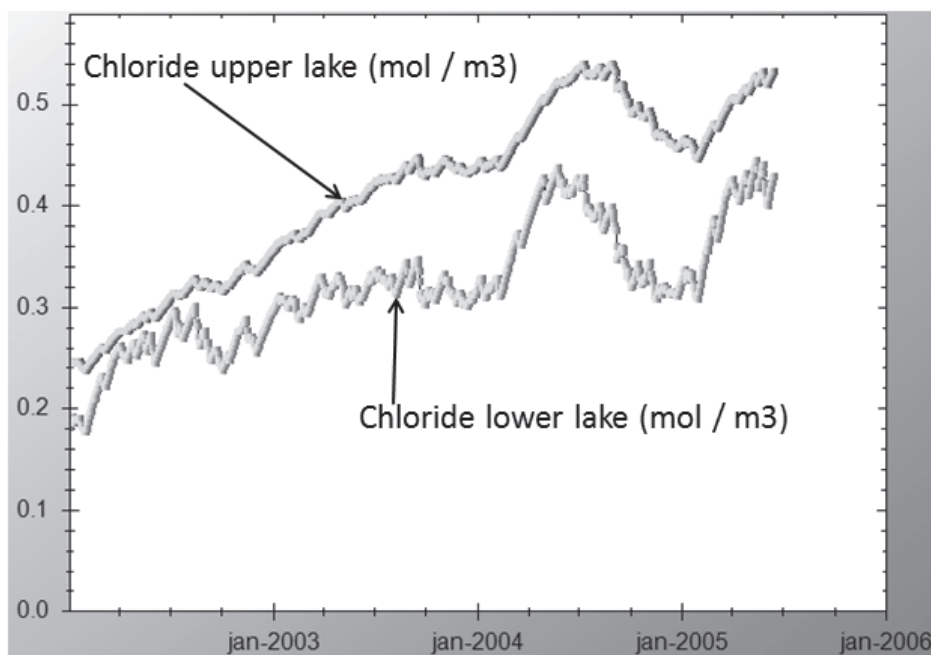
Når et modelsystem som ovenstående er kalibreret, så det repræsenterer virkeligheden (passer med observationerne), kan det anvendes til at undersøge konsekvensen af diverse ændringer.

På figuren nedenfor ses den ændrede grundvandsstrømning, som konsekvens af en øget nedbørsmængde.



Figur 6: Beregnet flowfelt med koblet model. Øget nedbør.

Grundvandsspejlet stiger og begge søer bliver dermed modtagere af grundvand. Dette påvirker også klorid koncentrationerne, som vist på figuren nedenfor.



Figur 7: Klorid koncentration i de to søer. Øget nedbør.

KONKLUSION

HydroNet har vist sig at være meget nem at tilpasse til vidt forskellige forhold. Man kan bruge modellen til at kikke på en enkelt sø og de processer, som sker der, eller man kan lave meget store netværk af søer og vandløb. HydroNet er simpel i sin beregning, hvilket betyder, at modellen, selv for store systemer, kan afvikles på få sekunder. Dette gør den egnet som byggesten i simple beslutningssystemer, hvor man kan ændre på forskellige parametre og umiddelbart se resultaterne. Via OpenMI kan HydroNet kobles til eksisterende mere komplekse modeller og understøtter dermed integreret modellering. En detaljeret beskrivelse af HydroNet og eksempler på anvender findes i projektrapporten /2/.

REFERENCER

- /1/ OpenMI: OpenMI – Open Modelling Interface. J.B. Gregersen, DHI – Water & Environment Denmark, P. J. A. Gijsbers WL/Delft Hydraulics The Netherlands, S. J. P. Westen WSL – Wallingford Software Ltd U.K. 2007. Journal of Hydroinformatics, 09.3 2007.
- /2/ SØMOD, IT-system til kortlægning af udveksling mellem grundvand og overfladevand vha. integreret analyse og modellering. Jacob Gudbjerg og Jan Gregersen. 2010. By- og Landskabstyrelsen, Miljøministeriet.

HVORDAN FÅR VI MEST MULIGT UD AF SKYTEM DATA? EN SAMMENLIGNING AF INVERSIONSRESULTATER MED LCI, SCI OG SMCI FRA RINGSTED-SUSÅ INDSATSOMRÅDE

Seniorspecialist Ole Frits Nielsen
COWI A/S

Projektleder Jens Christian Storgaard
Naturstyrelsen Roskilde

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Danmark bliver i disse år i stort omfang kortlagt med geofysiske metoder. Formålet med den geofysiske kortlægning er at opnå så detaljeret viden om de geologiske og hydrogeologiske forhold som muligt. Samtidig er kortlægningen under tidspres, hvilket stiller krav til kortlægningens tidseffektivitet. Metodevalget er derfor ofte SkyTEM, som er kortlægning fra helikopter med TEM-metoden. COWI præsenterer her erfaringerne fra kortlægningsområdet Ringsted-Suså, med henblik på at optimere udbyttet af fremtidige SkyTEM-kortlægninger. Der er anvendt og sammenlignet tre forskellige inversionstyper: LCI, SCI og SMCI. Inversionerne omfatter tolkning af SkyTEM data separat såvel som integreret med andre geofysiske data og boringsinformation.

BAGGRUND

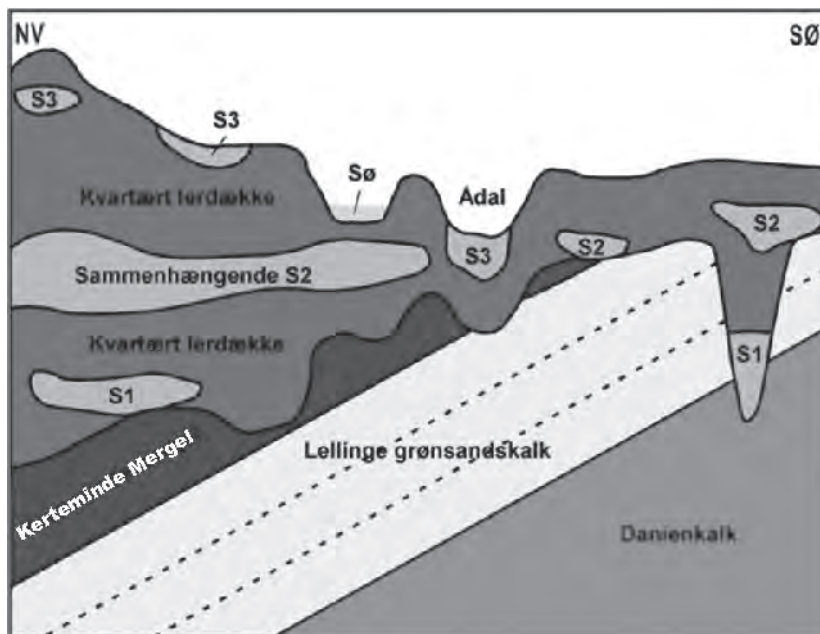
De områder i Danmark, som er udpeget som områder med særlig drikkevandsinteresse (OSD), bliver i disse år i stort omfang kortlagt med geofysiske metoder. Formålet er at opnå så detaljeret viden om de geologiske forhold som muligt. De geofysiske data indgår ofte som input i 3D geologiske modeller, som bliver anvendt til at opstille grundvandsmodeller.

Der er deadline for kortlægningen i 2015 og kortlægningen er derfor flere steder under tidspres. Dette stiller krav til kortlægningens tidseffektivitet specielt for feltarbejdet i de større kortlægningsområder. Metodevalget bliver derfor ofte SkyTEM, som er kortlægning fra helikopter med TEM-metoden. Dataindsamlingen med helikopter er effektiv, idet der i løbet af relativt kort tid kan indsamles store mængder TEM-data. Med SkyTEM bliver der indsamlet op til ca. 200 sonderinger pr. kvadratkilometer.

Dette stiller imidlertid også krav til en tidseffektiv databehandling og tolkning af de mange data. Det er derfor vigtigt, at databehandlingen og tolkningen optimeres. Dette gælder i såvel kvantitativ som i kvalitativ henseende. Samtidig bør der være fokus på den måde, som de geologiske data inddrages i den geofysiske tolkning, dels for at sikre en tidseffektiv tolkning af de mange data, og dels for at sikre en korrekt geologisk tolkning af de geofysiske modeller.

COWI A/S har udført processering og tolkning af 2576 km SkyTEM data i OSD område Ringsted-Suså for Miljøcenter Nykøbing F. Kortlægningsområdet udgør ca. 422 km² og omfatter ca. 75.000 SkyTEM-sonderinger. Herudover findes der i kortlægningsområdet en del ældre geofysik i den geofysiske database GERDA samt ca. 1600 boringer. Der er i tolkningen inddraget data i form af boringsinformation, borehulslogs, SkyTEM, MEP, PACES og landbaseret TEM.

Områdets geologi er forholdsvis kompleks og er præget af såvel forkastninger som begravede dale og istektonik. Den geologiske forståelsesmodel fra Ringsted delområde er vist i Figur 1 og illustrerer den overordnede geologiske opbygning i området.



Figur 1 Geologisk profilsnit gennem den geologiske forståelsesmodel for Ringsted delområde, fra /2/

Der er foretaget en overordnet geologisk tolkning samt en tolkning af udbredelsen af det salte grundvand. Der er her anvendt tre forskellige inversionstyper, LCI, SCI og SMCI. Disse tre inversionstyper er herudover sammenlignet indbyrdes. Resultaterne er afleveret i /1/.

FORMÅL

Formålet med SkyTEM-kortlægningen er at opnå en forbedret viden om jordens elektriske modstande og dens fordeling ned til 150-200 meters dybde. Et delformål er desuden, at finde den bedst egnede inversionsmetode til den videre geologiske tolkning. Målet er at kunne anvende resultaterne direkte i den senere geologiske model til detaljeret tolkning af de geologiske strukturer, det salte grundvand, de kvartære ler- og sandlag samt de prækvarter aflejringer i form af Kerteminde Mergel, Lellinge Grønsand og Danien kalk.

STRATEGI

De vigtigste led i arbejdet med de nyindsamlede SkyTEM data er i det følgende kort beskrevet.

- **Indhentning af ledningsnet via LER**

Der blev indsamlet ledningsoplysninger via LER (LedningsEjer Registret). Det viste sig, at der findes rigtig mange nedgravede ledninger, som ikke ligger langs vejene, men som krydser det åbne land. Kendskabet til ledningernes placering er vigtig information at have under processeringen af SkyTEM-data. Dette skyldes, at TEM-metoden påvirkes af elektrisk ledende ledninger, som kan give kapacitive og/eller galvaniske koblinger i data.

- **Beregning af tilsyneladende resistiviteter**

Fra de rå data blev der indledningsvis fremstillet kort over den tilsyneladende resistivitet. Formålet og anvendelsen af kortene med den tilsyneladende resistivitet er primært at give et overblik over datakvaliteten og de overordnede geologiske strukturer i området på et meget tidligt tidspunkt i projektføreløbet. Kortene blev herudover også anvendt til direkte sammenligning med inversionsresultaterne.

- **Indledende processering og inversion på udvalgte testlinjer**

På baggrund af blandt andet disse kort og den tilgængelige viden om områdets geologi, blev der udført test af processerings- og inversionsparametre langs to testlinjer. Der blev herefter afholdt en tolkningsworkshop med deltagelse af Miljøcenter Nykøbing F, dennes husrådgiver (Orbicon) samt COWI. Her blev resultaterne diskuteret, herunder også den kvalitative tilgang til processeringen.

- **Kvalitativ, projektspecifik processeringsvejledning**

På basis af ovenstående blev der udarbejdet en kvalitativ, projektspecifik processeringsvejledning. Vejledningen indeholder information om processerings- og inversionsparametre samt de tilhørende procedurer, herunder en kvalitativ beskrivelse af hvordan data processeres. Vejledningen er projektspecifik, idet der kan være forskelle i procedurerne for de enkelte projekter. Vejledningen udgør derved samtidig dokumentation for tanker og procedurer bag den udførte processering.

- **Processering**

SkyTEM-data blev processeret i Aarhus Workbench. Processeringen blev udført på såvel profilniveau som på sonderingsniveau, og der blev anvendt de indsamlede ledningsnetoplysninger, Top10DK samt luftfotos i kombination med topografisk baggrundskort til støtte for vurderingen af datakvaliteten under arbejdet.

- **Indledende inversion**

De processerede og kvalitetssikrede data blev efterfølgende gennemgået igen på basis af resultatet af en indledende inversion (LCI, 19-lagsmodel). Fra denne første inversion blev der udpeget en række anomalier på middelmodstandskortene, som blev registreret og analyseret individuelt. På basis af dette arbejde blev der udført en re-processering i nogle af områderne omkring anomalierne.

- **Inversion**

Den endelige inversion blev udført med tre forskellige inversionstyper. Resultaterne blev sammenlignet og evalueret, se nedenfor.

- **Geologisk tolkning**

På basis af inversionsresultaterne er der foretaget en overordnet geologisk tolkning, se nedenfor.

METODE

I dette afsnit gennemgås sammenligningen og evalueringen af de tre forskellige inversionstyper, der blev anvendt i dette projekt.

Der er udført følgende inversioner:

- LCI (Laterally Constrained Inversion), 19lags og 5-lags model
- SCI (Spatially Constrained Inversion), 19-lags model
- SMCI (Spatial Mutually Constrained Inversion) , 19-lags model

De to førstnævnte omfatter SkyTEM-data, mens sidstnævnte også omfatter øvrige eksisterende geofysiske data samt a priori viden fra boringer og borehulslogs.

LCI-inversion

LCI udføres i Aarhus Workbench. I inversionen bindes sonderingerne til nabosonderingerne langs flyvelinjen på resistivitet og lagdybde (sidstnævnte kun i få-lagsmodellen). Efter den indledende inversion og re-processeringens afslutning blev den endelige LCI gennemført i en mange-lagsmodel. Efter kvalitetssikring og godkendelse af denne blev udført en LCI i en få-lagsmodel (5-lags). Som inversionsparametre blev anvendt standardparametre, som de er anbefalet af GeoFysiskSamarbejdet.

SCI-inversion

Efterfølgende blev data inverteret med en SCI i en mange-lagsmodel. I SCI er sonderingerne sammenbundet på resistiviteterne såvel på langs med flyvelinjerne som på tværs af flyvelinjerne. Hvilke sonderinger, der bindes sammen, er bestemt ud fra en såkaldt Delauney triangulering mellem sonderingerne /3/.

SCI-inversionen udføres ligesom LCI i Aarhus Workbench. Inversionsparametrene til den udførte SCI blev valgt i samarbejde med Miljøcenter Nykøbing F efter samtale med GeoFysiskSamarbejdet vedr. deres erfaringer og anbefalinger.

SMCI-inversion

Samtidig med SCI blev udført en SMCI-inversion. Baggrunden for at udføre en SMCI var et ønske om at inddrage de øvrige eksisterende geofysiske data i inversionen. Formålet er at øge troværdigheden af inversionsresultatet og derved optimere tidsforbrug og kvalitet af den efterfølgende geologiske tolkning.

I SMCI kombineres forskellige datatyper i én og samme inversion. Inversionen er en sammenbundet inversion ligesom SCI, hvor sonderingerne er sammenbundet i planen, dvs. såvel langs flyvelinjerne som på tværs af flyvelinjerne. Båndene til nabosonderingerne er dog baseret på en radiær søgning i modsætning til Delauney trianguleringen i SCI.

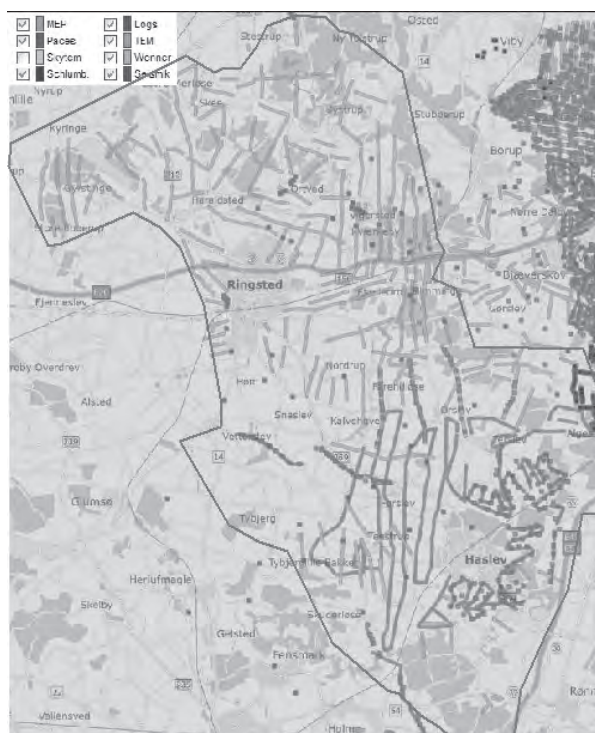
Der er i Spatial MCI inversionen inddraget geofysiske data i form af SkyTEM, TEM, PACES, MEP og borehulslogs, se

Tabel 1. Boringerne er udelukkende inddraget til at generere startmodeller til nærliggende sonderinger.

De eksisterende geofysiske data er fordelt ud over det meste af kortlægningsområdet, jf. Figur 2.

Datatype	Antal	Bemærkninger
SkyTEM	76.896 sonderinger	Ringsted-Suså og Skovbo
TEM40	201 sonderinger	
MEP	8.689 sonderinger	Sondering udtaget pr. 30 m
PACES	4.326 sonderinger	Sondering udtaget pr. 30 m
Borehulslogs	39 stk.	Induktions- og resistivitetslogs
Boringer	735 stk.	Udvalgte, geologbedømte boringer

Tabel 1 Oversigt over datagrundlaget i den udførte Spatial MCI for Ringsted-Suså.



Figur 2 Oversigtskort over geofysiske data i GERDA udover SkyTEM, hvilket primært er MEP, PACES, TEM og borehulslogs. Fra /1/.

Det store datagrundlag, de komplementære datasæt samt Spatial MCI-metoden medfører en langt større sikkerhed i tolkningen i forhold til traditionelle geofysiske inversioner med enkelt-datasæt.

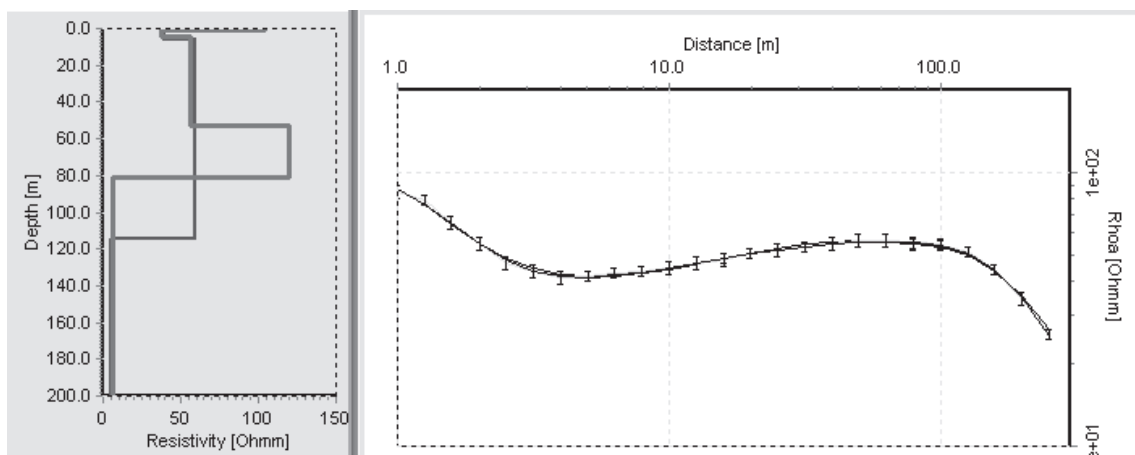
Den store styrke ved SMCI-inversionen ligger i, at ækvivalensproblemet reduceres. Ækvivalensproblemet består i, at flere forskellige resistivitetsfordelinger kan give samme respons/måleresultat. Ved inddragelse af flere forskellige geofysiske metoder eller datatyper sker der en forbedring af inversionsresultatet alene på grund af metodernes forskellighed. Styrkerne fra de enkelte metoder udnyttes, mens metodernes svagheder træder i baggrunden. Resulta-

tet er, at den endelige tolkning bliver mere entydig, når der inddrages flere komplementære geofysiske datatyper.

Et eksempel på komplementære metoder er den elektriske og den elektromagnetiske metode. Den elektromagnetiske metodes velkendte evne til at kortlægge lag med høj elektrisk ledningsevne supplerer på optimal vis den geo-elektriske metodes evne til at kortlægge lag med høj elektrisk modstand.

I figur 3 er givet et eksempel til at illustrere dette. I eksemplet er vist to ækvivalente modeller: en tolkning uden a priori (tynd streg) samt en tolkning, hvor der er givet information om dybden til den nedre gode leder (fed streg). Modelresponsen fra de to modeller er vist til højre på figuren og ses at være identisk.

Informationen om den nedre gode leder gør, at det nu er muligt at kortlægge et dybtliggende, højresistivt lag. Informationen om den nedre gode leder kommer fra en TEM-sondering og viser, hvorledes DC- og TEM-data i kombination reducerer ækvivalensproblemet og muliggør en kortlægning af både under- og overside af en dybtliggende akvifer: TEM-data bidrager med oversiden af den nedre gode leder, mens DC-data bidrager med information om produktet resistivitet*tykkelse af det overliggende lag. I den kombinerede tolkning fjernes den enkelte metodes svaghed og erstattes af den anden metodes styrke.



Figur 3 Eksempel på DC tolkning med og uden information om den nedre gode leder. Til venstre ses to forskellige resistivitetsmodeller. Til højre ses de målte data samt de to modelleres respons.

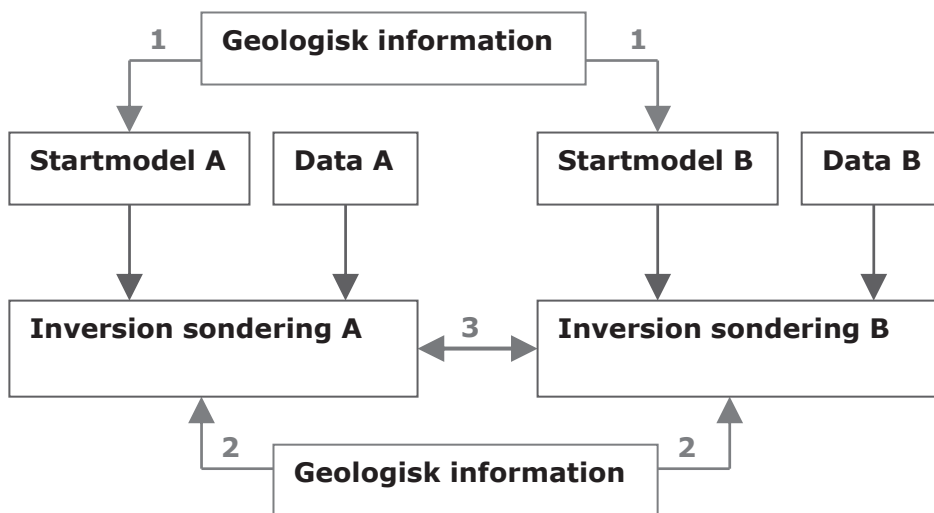
Ækvivalensproblemet

I SMCI findes flere måder, hvorpå man kan hjælpe inversionen til at finde det mest realistiske resultat blandt de ækvivalente løsninger. Her skal nævnes tre eksempler, som alle er illustreret i figur 4. I hvert tilfælde tilføres på forskellig vis ekstra information til inversionen.

1) Den geologiske viden, man har i forvejen fra borer, anvendes til at bestemme en realistisk startmodel for inversion (pilene markeret med "1" i Figur 4). Hvis inversionsprogrammet på den måde startes med en fornuftig model, vil det i højere grad komme frem til et fornuftigt resultat. Det viser sig ofte i praksis, at valget af startmodel har stor betydning for den endelige model.

2) Man kan også bruge den geologiske information direkte i inversionen ved at styre inversionen med såkaldte "bånd". Disse bånd kan for eksempel bestemme, at resistiviteten i et givet område skal være tæt på 80 ohm-m, eller at en laggrænse skal ligge tæt på en bestemt dybde (pilene markeret med "2" i Figur 4).

3) Endelig kan man øge mængden af information i inversionen ved at invertere flere målinger sammen. I den samlede inversion kan de forskellige sonderinger så kobles til hinanden, og det vil mindske antallet af "tilladte" ækvivalente løsninger (pilene markeret med "3" i Figur 4). Hvis man ikke bare bruger flere målinger, men også kombinerer komplementære datasæt i samme inversion, er det muligt at udnytte styrken ved de forskellige metoder og reducere ækvivalensproblemet yderligere.



Figur 4 Illustration af tre forskellige måder hvorpå ækvivalensproblemet kan reduceres. 1 og 2 svarer til inddragelse af geologisk information i enten startmodellerne eller selve inversionen. 3 svarer til at koble flere data sammen i samme inversion.

RESULTATER

På basis af LCI, SCI og SMCI resultaterne er der udarbejdet middelmodstandskort i 10 meters kote og dybdeintervaller, kort over hvert enkelt modellags modstand, kort over dybden til den nedre gode leder baseret på en grænseresistivitet på 20 og 40 ohm-m samt en række profilsnit. Herudover er der lavet 3D-grids af inversionsresultaterne.

Indbyrdes sammenligning af LCI, SCI og SMCI

Alle tre inversionstyper viser den samme overordnede geologiske opbygning i området. Der er dog systematiske forskelle, som det er vigtigt at være opmærksom på i tolkningen.

Sammenlignes LCI-inversionerne med SCI-inversionen ses overordnet et noget mere sammenhængende billede i SCI. Resistiviteten viser ikke så svingende værdier, som der ofte ses i LCI, specielt på tværs af flyvelinjerne.

I de øverste modellag samt under diffusionsdybden er der udpræget lineamenter langs flyvelinjerne (syd-nord) i LCI. Tendensen ses at blive forværret med større dybde. Forklaringen på lineamenterne er, at jo mere ubestemt resistiviteten er, des mere indflydelse får de horisontale bindinger mellem sonderingerne. For LCI er der kun bindinger langs flyvelinjerne og lineamenterne følger derfor flyvelinjerne.

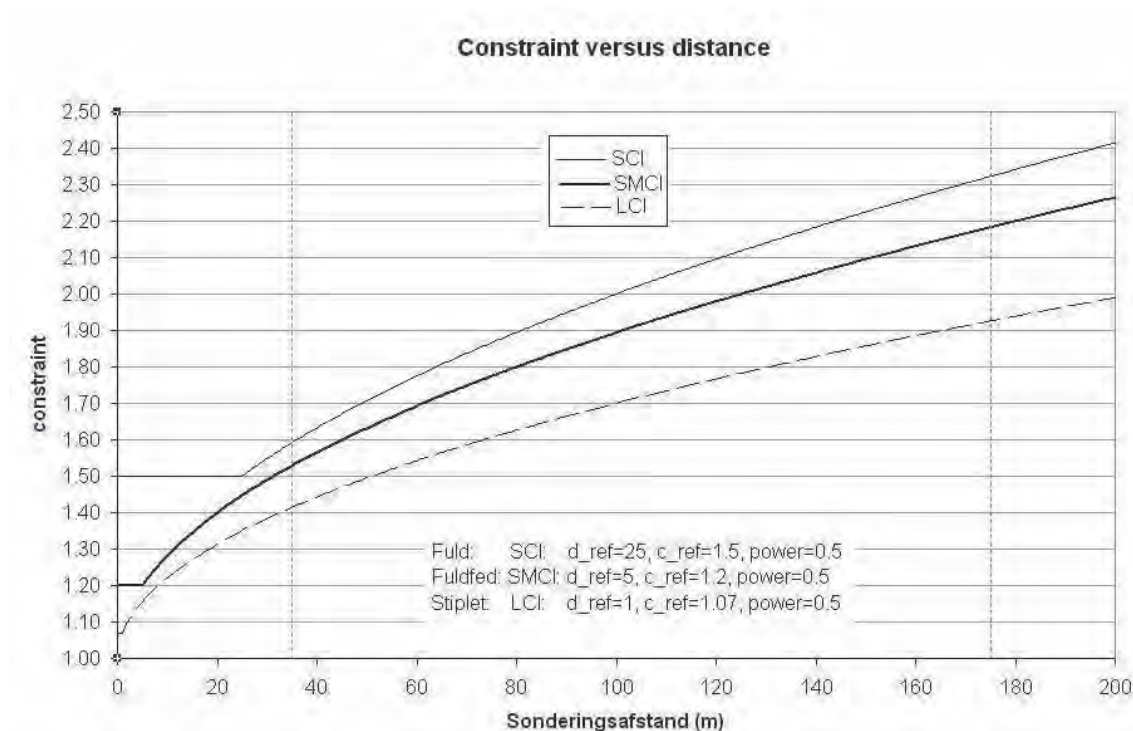
Lineamenterne langs flyvelinjerne ses ikke i samme grad i SCI eller SMCI, hvor der også er bindinger mellem sonderingerne på tværs af flyvelinjerne. Derimod ses i SCI resultaterne en tendens til lineamenter på tværs af flyvelinjerne. Dette ses igen primært i de øverste modellag samt under diffusionsdybden. Tendensen er derfor tilsvarende ved LCI mest udpræget, når resistiviteten er dårlig bestemt/ubestemt. Årsagen til lineamenterne på tværs af flyvelinjerne skal findes i det bindingsmønster, der er mellem sonderingerne i SCI. Hvilke sonderinger, der sammenbindes, fastsættes ud fra en såkaldt Delauney triangulering /3/ baseret på sonderingernes placering. I en typisk SkyTEM-kortlægning vil Delauney trekkanterne systematisk blive meget aflange med en orientering på tværs af flyvelinjerne.

Dette betyder reelt, at der bliver flere bindinger til nabo-flyvelinjen end til egen flyvelinje. I projektet erfarede vi, at dette kan skabe lineamenter på tværs af flyvelinjerne. Det blev efter råd fra GeoFysikSamarbejdet forsøgt at kompensere for dette ved at løsne bindingerne til sonderinger i stor afstand. Dette gav dog kun en lille forskel og var ikke nok til at fjerne lineamenterne.

I figur 5 er de anvendte bindinger på resistiviteterne vist som funktion af sonderingernes indbyrdes afstand. En binding (constraint) på 1,00 svarer til fuldstændig bundet, mens f.eks. 1,50 svarer til at resistiviteten må variere en faktor 1,5 (ca. 50%). Det ses, at såvel SCI som SMCI er bundet løsere end LCI. Dette skyldes, at den enkelte sondering i LCI kun er bundet til nærmeste nabosondering, mens den i SCI og SMCI er bundet til flere sonderinger på én gang. Det større antal bindinger gør, at båndene skal sættes løsere. SCI ses at være bundet løsest, mens SMCI ligger mellem LCI og SCI.

Resultaterne viser generelt god overensstemmelse med boringsoplysningerne i området. Der er dog mange steder ringe overensstemmelse mellem LCI/SCI- resultaterne og de terrænnære højresistive lag (terrænnære sandlag), der ses fra jordartskort og boringer. SMCI-inversionen viser her en væsentligt bedre overensstemmelse. Dette gælder specielt i de områder, hvor der findes geoelektriske data.

Den store forskel i disse områder skyldes derfor primært, at SMCI inversionen har et andet og større datagrundlag.



Figur 5 Grafer over de anvendte afstandsafhængige bindinger (constraints) på resistiviteterne i henholdsvis LCI, SCI og SMCI. De lodrette stiplede linjer er den typiske afstand mellem SkyTEM sonderingerne henholdsvis langs flyvelinjen (35 m) og på tværs af flyvelinjen (175 m).

Geologisk tolkning

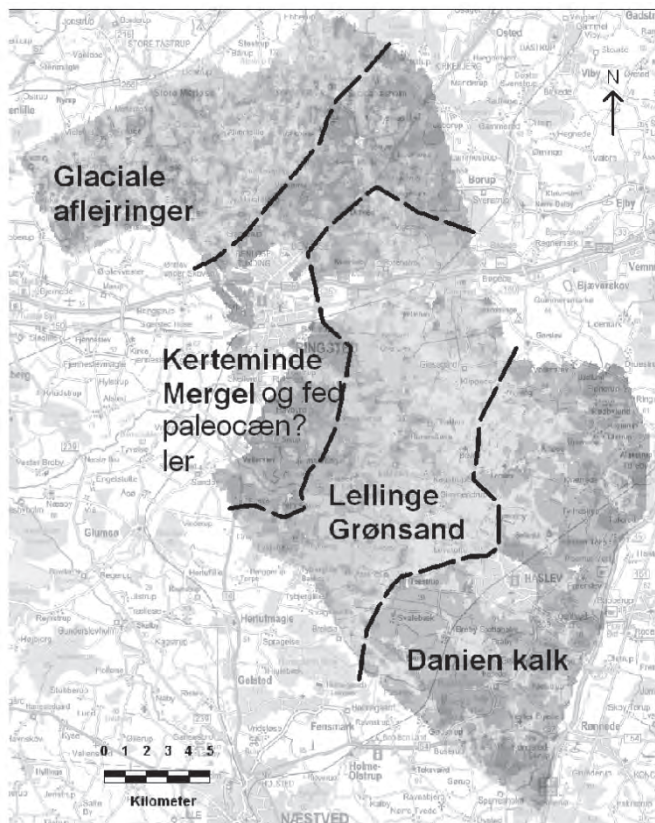
Den geologiske tolkning er primært foretaget fra SMCI tolkningen, da denne indeholder det største datagrundlag. SkyTEM-kortlægningen har givet nye oplysninger ned til en dybde af ca. 150 meter. Generelt indikerer diffusionsdybden, at kortlægningsdybden maksimalt er 150 meter.

Der er tolket kvartære sand og lerlag samt prækvartære aflejringer i form af Danien kalk, Kerterminde Mergel og Lellinge Grønsand fra SkyTEM-kortlægningen. Herudover er tolket flere forkastninger samt begravede dale.

I figur 6 er givet et eksempel på den overordnede tolkning fra middelmodstandskortet i kortintervallet 0 til -10. Det ses som forventet, at der er en hældning af de geologiske lag mod nordvest, således at lagene bliver yngre mod nordvest.

De kvartære sand- og lerlag ses fra profilerne at være i generelt god overensstemmelse med borerne. Dette gælder dog kun for borerne tæt på profilerne, da der er stor variation i den kvartære geologi.

Det salte grundvand ses flere steder i kortlægningsområdet og træffes omkring 30 meters dybde der, hvor det ligger højest. I en stor del af den nordlige del af kortlægningsområdet adskiller dybden til den gode leder sig fra de øvrige områder. Den gode leder ligger i en meget konstant dybde, og den tolkes i dette område til at stamme fra fede leraflejringer, som øjensynlig ligger over Kerteminde Mergel.



Figur 6 Overordnet geologisk tolkning fra middelmønsterskorte i koteinterval 0 til -10.

KONKLUSION

SkyTEM-kortlægningen har bidraget med ny viden om de geologiske og hydrogeologiske forhold for hele kortlægningsområdet. Der er tolket salt grundvand, forkastninger, begravede dale, kvartære ler- og sandlag samt prækvartære aflejringer i form af paleocænt ler, Lellinge Grønsand og Danien kalk.

Beregning af diffusionsdybden for sonderingerne viser, at den maksimale kortlægningsdybde generelt er 150 meter. Diffusionsdybden har spillet en helt central rolle i tolkningen af SkyTEM-data specielt i de dybe sektioner, idet den viser sig at være en god indikator for kortlægningsdybden.

Inversionstyperne LCI, SCI og SMCI er blevet sammenlignet. Der er observeret en tendens til lineamenter langs flyvelinjerne i LCI og på tværs af flyvelinjerne i SCI. Dette gælder dog primært, hvor modelparametrene er dårligt bestemt.

SMCI ses at give en noget bedre opløsning af specielt de terrænnære lag, hvilket primært ses i områder med geoelektriske data. Årsagen til den store forskel her skyldes derfor det større datagrundlag.

SMCI vurderes derfor samlet at give det bedste inversionsresultat, idet der ses flere detaljer og bedre overensstemmelse med såvel geologiske data som andre geofysiske data. Derudover har SMCI mindre grad af lineamenter sammenlignet med LCI og SCI.

I SMCI er flere forskellige geofysiske datasæt repræsenteret i ét inversionsresultat, hvilket herudover giver mulighed for at forenkle tolkningsarbejdet. Samles SMCI resultatet i 3D-grids i den senere geologiske tolkning i GeoScene3D, vurderes SMCI således at give grundlag for en væsentlig tidsbesparelse i tolkningsarbejdet.

REFERENCER

- /1/ SkyTEM kortlægning af kortlægningsområde Ringsted-Suså. COWI, 2010. Miljøcenter Nykøbing Falster.
- /2/ Ringsted kortlægningsområde, fase 1. Trin 3: Hovedrapport: Aktuell tolkningsmodel. Rambøll, juli 2005. Vestsjællands Amt.
- /3/ Quasi-3D modeling of airborne TEM data by Spatially Constrained Inversion. Viezzoli, A., Christiansen, A. V., Auken, E., and Sørensen, K. I., 2008. Geophysics, 73, F105-F113.

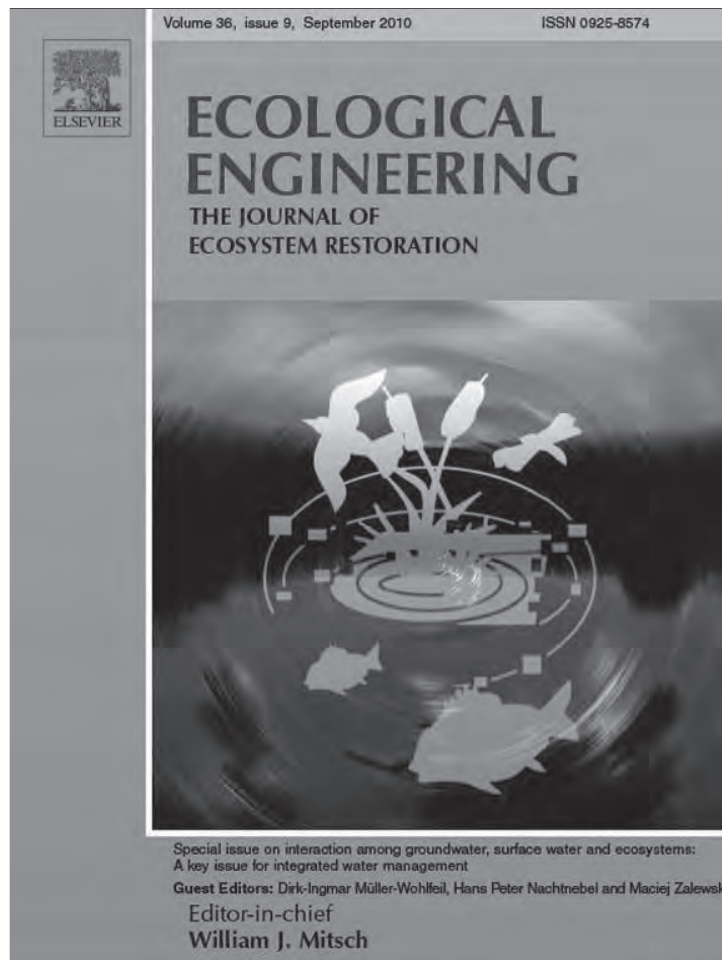
GROUNDWATER – SURFACE WATER INTER ACTION, WATER FRAME WORK DIRECTIVE

Dr. Mark Whiteman, Technical Adviser Hydrology
Environment Agency, England

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011



This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

<http://www.elsevier.com/copyright>



Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecoleng

Determining significant damage to groundwater-dependent terrestrial ecosystems in England and Wales for use in implementation of the Water Framework Directive

M. Whiteman^{a,*}, A. Brooks^b, A. Skinner^c, P. Hulme^d^a Environment Agency for England and Wales, Rivers House, 21, Park Square South, Leeds, LS1 2QG, United Kingdom^b Entec UK Ltd., Canon Court, Abbey Lawn, Abbey Foregate, Shrewsbury, SY2 5DE, United Kingdom^c Environment Agency for England and Wales, Bath Road Industrial Estate, Chippenham, Wiltshire, SN14 0AB, United Kingdom^d Environment Agency for England and Wales Science Department, Olton Court, 10 Warwick Road, Olton, Solihull, B92 7HX, United Kingdom

ARTICLE INFO

Article history:

Received 14 August 2009

Received in revised form 3 March 2010

Accepted 23 March 2010

Keywords:

Eco-hydrological guidelines

Groundwater

Wetlands

Wet dune slacks

Wet woodland

ABSTRACT

This paper outlines the procedure developed in the United Kingdom to determine whether a wetland is groundwater-dependent and damaged or at risk of damage as a result of groundwater quality or quantity pressures. First, we determined which sites were thought to be critically dependent on groundwater; we then worked to quantify the risk of damage. Results were verified by local ecologists and hydrogeologists who advised on the cause(s) of damage to each site, and the level of risk and confidence in that judgement. Second, we classified each groundwater body at good or poor status, using site condition assessments of sites protected for nature conservation to identify actual ecological damage, and a seven-step process to assess whether the environmental supporting conditions for each site were met, and if not, whether the departure was due to poor groundwater quality or inadequate quantity. The Environment Agency for England and Wales is also promoting wetlands as cost-effective measures to a number of catchment pressures, particularly the reduction of sedimentation and eutrophication, as part of the ecosystem services approach adopted by the United Kingdom Government.

© 2010 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

One of the key challenges for hydrologists and ecologists is to use emerging science to characterise and classify groundwater-dependent wetlands (referred to as groundwater-dependent terrestrial ecosystems) for the implementation of the European Water Framework Directive. The Water Framework Directive is a major driver for protection and restoration of river catchments throughout Europe, with a focus on achieving good ecological status of surface and groundwaters and dependent wetlands, through integrated river basin planning.

The Water Framework Directive requires classification of groundwater bodies as being in good or poor chemical and quantitative status. The status of each groundwater body is determined

through six tests, one of which concerns dependent wetlands. This test assesses whether a groundwater-dependent terrestrial ecosystem has been significantly damaged by either poor quality or insufficient quantity of water from a groundwater body upon which it is directly dependent. If the wetland is damaged, then the whole groundwater body will be at poor status (see Merthyr Mawr example below) and restorative measures should be put in place.

Recognising the importance of this test, the International Commission on Groundwater of the International Association of Hydrological Sciences and the UNESCO Division of Water Sciences (International Hydrological Programme) convened a Special Session focusing on how this test has been addressed in different countries at the 2nd international multidisciplinary conference on hydrology and ecology (HydroEco2009) in April 2009. It was clear that although some countries have identified groundwater-dependent terrestrial ecosystems to classify groundwater bodies (notably Sweden, Denmark, Norway, Finland, Netherlands, England & Wales, Scotland, Austria), all are having difficulty with criteria to define the status of the wetland and thresholds to trigger site-specific assessments of damage. This paper offers an approach to the assessment of significant damage based upon recent experi-

* Corresponding author. Tel.: +44 (0)113 218 2280.

E-mail addresses: mark.whiteman@environment-agency.gov.uk (M. Whiteman), andrew.brooks@entecuk.co.uk (A. Brooks), ann.skinner@environment-agency.gov.uk (A. Skinner), pauljhulme@o2.co.uk (P. Hulme).

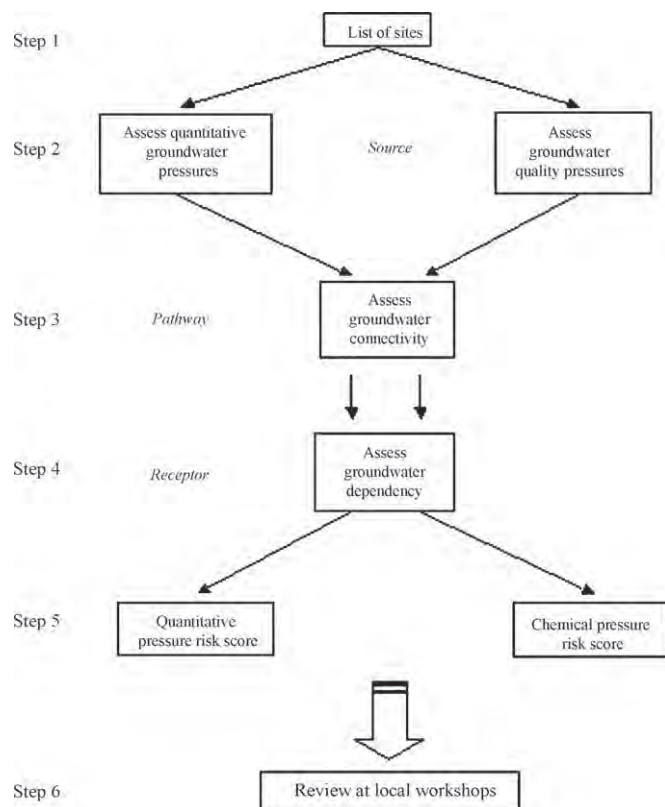


Fig. 1. Overview of risk screening method (modified after Hulme et al. (2007) and Brooks et al. (2008)).

ence in England and Wales, and is designed to answer the questions raised at HydroEco2009.

2. Risk screening

Before the groundwater body status could be classified, a risk screening exercise was required (the methodology is discussed in more detail in Hulme et al. (2007) and Brooks et al. (2008) and summarised here) to determine which groundwater-dependent terrestrial ecosystems are at risk of significant damage. The flowchart in Fig. 1 shows the main steps in the risk screening process.

Firstly, a list of sites considered to be groundwater-dependent terrestrial ecosystems was prepared (Fig. 1, Step 1). The risk assessment of these wetlands was based on the source–pathway–receptor model where the pressure is the abstraction or source of groundwater pollution, the pathway is the transmission route (e.g. groundwater, spring and/or stream) from the aquifer to the receptor, which is the groundwater-dependent wetland (Fig. 1). All wetlands were scored for these three components (Fig. 1, Steps 2–4). The individual scores were then added to give a total risk score (Fig. 1, Step 5). A wetland may experience damage arising from both quantitative pressures and chemical pressures so each wetland received a total ‘quantitative pressure risk score’ and a total ‘chemical pressure risk score’. Both these scores are based on nationally available GIS data to give an initial risk assessment score. Finally, 10 local workshops across England and Wales were held in which local expert ecologists and hydrogeologists reviewed these initial risk scores (Fig. 1, Step 6).

In the United Kingdom plant communities are characterised using the National Vegetation Classification system (Rodwell, 1991–2000). Professional knowledge and research information

Table 1

Thresholds for quantitative and chemical risk screening of GWDTEs.

	Quantitative pressure threshold scores	Chemical pollution pressure threshold scores
High	>7	>8
Medium	>4	>4
Low/no	0–4	0–4

was used to determine which wetland plant communities were critically dependent on groundwater (UKTAG, 2004). Natural England and the Countryside Council for Wales used this knowledge to compile lists of internationally or nationally designated sites that contained significant areas of these plant communities, which were translated to a GIS-based inventory of all important sites thought to be groundwater dependent.

The assessment of risk due to quantitative pressure has been derived by scoring each wetland in the lists for three factors:

- Source = groundwater abstraction or regional drainage pressures;
- Pathway = the degree of hydraulic connection between the wetland and the groundwater body;
- Receptor = the degree to which the wetland depends upon groundwater to sustain its ecology.

All wetlands were assessed and given a score, between 0 and 3, related to each of these three components and the individual scores were then added to give a total risk score between 0 (no risk) and 9 (high risk).

Similarly, the assessment of risk due to chemical pressure has been derived by giving each wetland a score for the presence of chemical (PO_4) pressure; the degree of hydraulic connection; and the degree of groundwater dependency.

A score of 0 for the quantitative pressure or for the groundwater connectivity or for the groundwater dependency will result in an overall risk score of 0. This is because the source–pathway–receptor chain is broken if there is no pressure, no connectivity with the aquifer or no groundwater-dependent ecological features. The groundwater dependency score is 0 if the notified features supplied by Natural England has not been assigned a groundwater dependency.

The scores for all wetlands are presented in two ranked lists, one for the quantitative pressure assessment and the other for the chemical pressure assessment. Each site has been assigned a high, moderate or low/no overall risk rating, based on its score. The thresholds for assigning high, medium or low/no risk are indicated in Table 1. A higher threshold was assigned for high risk from chemical pollution because there was greater uncertainty in the assessment method and in how/whether elevated levels of nutrients recorded in a groundwater body would result in effects on the communities on the surface due to attenuation by the soils.

The method developed by Brooks et al. (2008) was prompted by the outline framework produced by a team from the whole of the United Kingdom and the Republic of Ireland (SNIFFER, 2006; Krause et al., 2007). Additional guidance was provided in a working paper prepared by the Water Framework Directive United Kingdom Technical Advisory Group entitled *Draft protocol for determining ‘Significant Damage’ to a ‘Groundwater Dependent Terrestrial Ecosystem’* (UKTAG, 2005). This examined the definition of significant damage, the need for a risk-based approach and the use of expert judgement as follows:



Fig. 2. Status results for the groundwater-dependent terrestrial ecosystem test by Water Framework Directive groundwater body indicating (a) quantitative risk (e.g. from abstraction pressure), (b) chemical risk (e.g. from diffuse groundwater pollutants), (c) quantitative status, and (d) chemical status (Good HC = good status, high confidence; Good LC = good status, low confidence; Poor HC = poor status, high confidence; Poor LC = poor status, low confidence).

Paragraph 2.7: The term ‘significant damage’ is a function of: ‘Degree of damage’ occurring (caused by groundwater-related factors); and

The ‘significance’ or ‘conservation value’ of the ecosystem.

One way of estimating the degree of damage is to answer the following questions:

1. How do the surrounding groundwater pressures change the hydrological conditions beneath the wetland (e.g. water levels and/or contaminant concentrations)?
2. How strong is the connection between hydrological conditions in the underlying aquifer(s) and the wetland?
3. How do the hydrological conditions in the wetland affect the ecology, i.e. is there evidence of ecological damage?

One of the main constraints in answering these questions for the 1368 wetlands screened is the lack of ecological and hydrolog-

ical data. The method developed by Brooks et al. (2008) therefore incorporates the expert judgement of local ecologists and hydrogeologists.

The results of the desk-based risk screening exercise were checked and revised using existing conceptual understanding of wetlands (Wheeler et al., 2009; Whiteman et al., 2009) and local expert knowledge of staff attending 10 workshops held throughout England and Wales. An example of how this methodology works for a specific site is described by Hulme et al. (2007) for Bryn Marsh and Ince Moss in north west England.

Maps were produced showing which wetlands were at risk of damage; of 1368 sites assessed, 63 were considered at high risk from abstraction pressures, with 117 at high risk from groundwater chemical pressures (Fig. 2a and b). This is likely to be an underestimate of the number of damaged wetlands, but because Water Framework Directive is evidence-based the results were derived to show sites where there was scientific evidence of damage.

Box 1: Seven steps approach to groundwater classification (from UKTAG, 2007).

Following the screening procedure, conduct the assessment for the pressure identified; either quantitative or chemical or both (starting with quantitative).

1. For chemical status only, determine if the mean of the past 6 years of data at an appropriate point in the groundwater monitoring network indicate that a chemical threshold is exceeded in the groundwater body. If so, proceed to (2).
2. Define relevant environmental supporting conditions (e.g. flow, level or chemistry) required within the GWDTE to maintain dependent (plant) communities in a favourable state. This can be done using a combination of published sources, relevant monitoring data, and/or expert judgement.
3. If the required environmental supporting conditions are in place, the groundwater body is considered to be at good status for this test.
4. If the required environmental supporting conditions are not in place, determine the magnitude of the departure from required conditions within the GWDTE.
5. Determine whether departure from the required environmental supporting conditions has been caused by anthropogenic pressures in the associated groundwater body. If so, determine the proportion of the departure due to these anthropogenic pressures compared to other pressures.
6. If this proportion is significant (see below), and a dependent community is damaged, the groundwater body is at poor status for this test.
7. If this proportion is significant, and a dependent community is not damaged, the groundwater body is at good status for this test, but is at risk of failing good status requirements in the future.

Significance test to be used in steps 6 and 7

The test of significance will be determined on a case-by-case basis, taking into account the functioning of the wetland using the related surface water significance tests as a guiding principle.

3. Groundwater classification methodology

The next step was a site-specific assessment for those high-risk sites where data indicated unfavourable site condition, which in England and Wales is assessed through a Common Standards Monitoring process (JNCC, 2003) undertaken by Natural England and the Countryside Council for Wales, could be due to groundwater abstraction or chemical pressures. A seven-step process was then followed, as defined by the UK Technical Advisory Group for the Water Framework Directive (UKTAG, 2007) (Box 1), to assess whether the environmental supporting conditions (these are the hydrological/hydrochemical conditions whereby the target plant/animal community (or the protected conservation interest) is maintained in good condition/is not damaged) for each site were met, and if not, whether the departure was due to poor groundwater quality or inadequate quantity.

This involved determining, on a site-specific basis where possible, the required environmental supporting conditions (e.g. flows, levels and chemistry), for the groundwater-dependent plant communities. These were defined with reference to WETland water supply MEchanisms (WETMECS) (Wheeler et al., 2009; Whiteman et al., 2009), along with a series of eco-hydrological guidelines which define generic environmental supporting conditions for plant communities contained in specific habitats, including wet

woodlands (Barsoum et al., 2005), wet heaths (Mountford et al., 2005), wet dunes (Davy et al., 2006), swamps and ditches (Mountford in Wheeler et al., 2004) and wet grasslands (Gowing et al., 2002; Gowing in Wheeler et al., 2004).

The degree of departure from the defined environmental supporting conditions was then assessed based on available data and an analysis undertaken of how much of any departure was due to anthropogenic causes. For chemical pressures, a site-specific threshold was determined as described by Blum et al. (2009).

4. Groundwater classification overview of results

Different levels of confidence were assigned to the results using the following rules:

- *Good status, high confidence.* Sites at no, low or medium risk of significant damage were screened out (i.e. 'groundwater body at good status, high confidence').
- *Good status, low confidence.* If however there was a clear indication, based on the condition assessment for medium risk sites, of a groundwater chemical pressure on the site, it was screened out as 'groundwater body at good status, low confidence'. Sites at high risk of significant damage but in favourable condition, or unfavourable condition for reasons not apparently related to chemical pressure acting through the groundwater body, will need to be subject to future surveillance (i.e. monitoring and further investigation) to determine the cause or prevent further decline. These sites were assigned 'groundwater body at good status, low confidence'.

Sites at high risk of significant damage and in unfavourable condition for reasons that suggest a groundwater quantitative or chemical related pressure could be the cause were subsequently assessed against the seven-step wetland screening process recommended by UKTAG (2007). Depending on the outcome of this test, these sites could be assigned:

- *Poor status, low confidence.* Sites at high risk and in unfavourable condition due to a groundwater pressure, with a marginal failure of environmental supporting conditions based on analysis of data from an appropriate monitoring point on site, or significant failure based on modelled information but with inconclusive evidence for damage.
- *Poor status, high confidence.* Sites at high risk and in unfavourable condition with recent studies that showed unequivocally observed declines in condition resulting directly from groundwater abstraction or quality issues, and significant failure of environmental supporting conditions based on analysis of an appropriate monitoring point on site were judged to be significantly damaged and in need of restorative measures.

The final results of this screening relate to wetlands and therefore need to be mapped to the underlying (supporting) groundwater bodies. Where more than one wetland sits on a groundwater body, the worst case status result has been taken. Where a groundwater body has no groundwater-dependent terrestrial ecosystem associated with it, it has been assigned 'good status, high confidence'.

Following this test, 71 groundwater bodies were considered to be at "good status: high confidence" with respect to quantitative pressures. However, 229 groundwater bodies were judged to be at "good status: low confidence". 58 groundwater bodies were at "good status: high confidence" with respect to chemical pressures, and 245 were at "good status: low confidence". This highlights

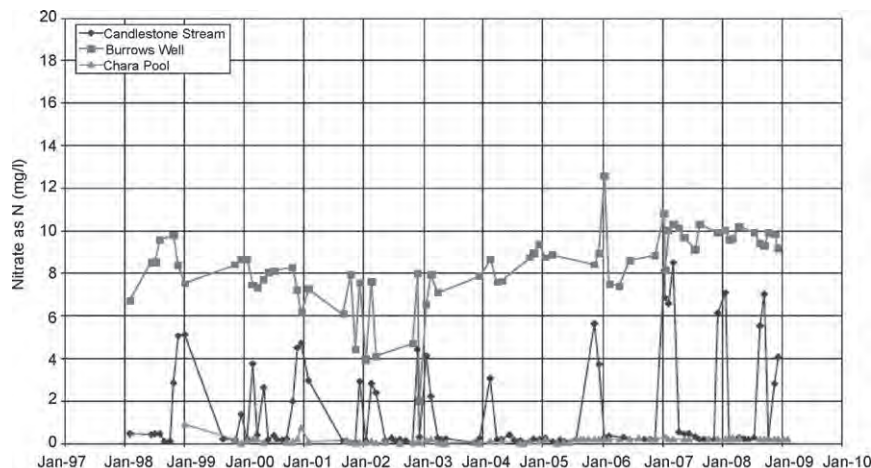


Fig. 3. $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations in chemical samples from Burrows Spring Well.

uncertainties due to lack of data from wetlands, especially chemical monitoring of groundwater and long-term ecological survey data. Five groundwater bodies were judged to be at “poor status” because of actual ecological damage caused by quantitative pressures, and two due to chemical pressures (Fig. 2c and d).

The large number of groundwater bodies judged to be at good status but with low confidence underlines the difficulties with using the site condition monitoring undertaken by the conservation organisations to establish the cause of actual ecological damage. To illustrate the issues involved in classification, two site-specific examples are described in the following sections.

5. Groundwater quality – Merthyr Mawr

Merthyr Mawr Site of Special Scientific Interest and Special Area of Conservation (component part of Kenfig Special Area of Conservation, designated under the European Union Habitats Directive 92/43/EEC) is a 478 ha dune system located in South Wales. The Habitats Directive Annex 1 habitats that are a primary reason for inclusion of the Merthyr Mawr site in this Special Area of Conservation are:

- 2190 Humid dune slacks.
- 2170 Dunes with *Salix repens* ssp. *argentea* (*Salicion arenariae*)
- 2130 Fixed dunes with herbaceous vegetation (‘grey dunes’).

The bedrock geology of the site is Carboniferous Limestone groundwater body GB41001G201300, which is overlain by blown sand over most of the area. The Centre for Ecology and Hydrology carried out a project for the Countryside Council for Wales to determine a nitrogen budget for the site (Jones et al., 2005) which quantified inputs from the atmosphere and groundwater. It was concluded that atmospheric deposition is at the bottom end of the critical load range for sand dune systems ($10\text{--}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), but that the combined atmospheric and groundwater inputs of N are likely to be significant for those areas exposed to surface water flow from one of the springs feeding the site (Burrow’s Well). It was judged that N inputs to these areas might well exceed the critical load for dune habitats, and therefore the additional inputs from groundwater have the potential to cause detrimental effects.

The condition of the site was noted by Countryside Council for Wales as unfavourable (16/07/2007) for reasons of poor water quality. Actual evidence of damage was proved via a confidence assessment, not a formal condition assessment. The Countryside Council for Wales confirmed that the oligotrophic vegetation of the

site around Burrows Well has changed to a more eutrophic system. It was noted that there are other issues with the site also, such as sea buckthorn, an invasive nitrogen fixer that leads to elevated nitrogen levels in the soil. Merthyr Mawr was screened as being at high risk from chemical pressures due to the known high nitrate inputs.

Following the seven steps in the classification methodology (Box 1), monitoring data for Burrows Well spring, in the middle of the sand dunes, were analysed to see if a chemical threshold is exceeded in the groundwater body (Step 1). These data show high nitrate concentrations and an increasing trend. There is also evidence of increasing peak concentrations of phosphate although levels remain low. Nitrate values have been measured at the spring since 1998, with the average value over this period being $8.3 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ (from 67 samples). Over the last 7 years there appears to be a rising trend, from a low point of 2 mg/l in 2002 (Fig. 3).

It is suggested that for this site, the environmental supporting conditions (Step 2) should not exceed 2 mg/l of N (based on generic eco-hydrological guidelines for wet dune plant communities contained in Davy et al., 2006). The required environmental supporting conditions for the oligotrophic wet dune plant communities were judged not to be in place (Step 3) due to high nitrate-N levels.

The magnitude of departure from the required environmental supporting conditions within the groundwater-dependent terrestrial ecosystem (Step 4) was judged to be 6.3 mg/l from the available data. The departure is thought to have been caused by anthropogenic activities (Step 5a) since it is thought that the elevated nitrates arise from a disused landfill and agricultural activities within the catchment.

It is assumed that the proportion of the departure from the required conditions due to anthropogenic pressures (Step 5b) is 100%, but it is currently not possible to determine the respective contributions of the possible sources. The conclusions of the groundwater status assessment (Steps 6 and 7) are therefore poor status with high confidence.

Work is in progress to investigate nutrient sources to the Burrows Well spring, as part of the suggested Water Framework Directive Programme of Measures for this site.

6. Groundwater quantity – Hurcott and Podmore Pools

Hurcott and Podmore Pools Site of Special Scientific Interest (Fig. 4a) is a nationally important site consisting of a series of pools and marginal wetlands within the largest wet valley alder carr woodland in the West Midlands. The most groundwater-

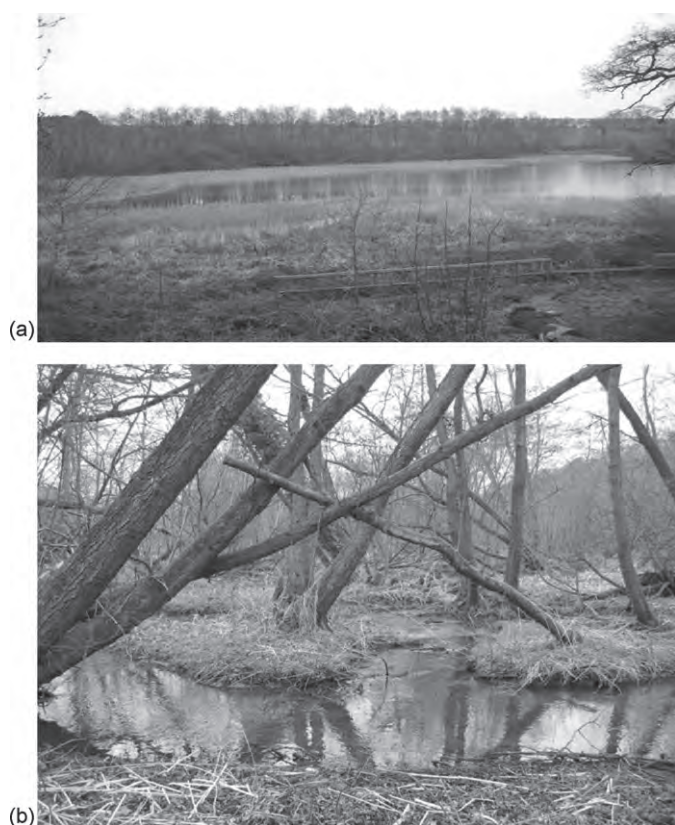


Fig. 4. (a) View over Hurcott Pool (after Barsoum et al., 2005) and (b) high mortality rates of alder trees in the downstream section of the Hurcott site.

dependent botanical communities present, as defined in UKTAG (2004) are the W5 *Alnus glutinosa* – *Carex paniculata* and W6 *Alnus glutinosa* – *Urtica dioica* wet woodland plant communities.

The site is underlain by low permeability alluvial deposits, which lie over the Wildmoor Formation of the Sherwood Sandstone. The Sherwood Sandstone is a major aquifer, and is important for public water supply. The main potential sources of water for the pools are surface water inflows from the upstream catchment of the Blakedown Brook, and groundwater discharge to the site from the Sherwood Sandstone aquifer. Unsustainable groundwater abstraction from the Sherwood Sandstone has caused a wide-scale lowering of groundwater levels in the aquifer. In turn, this has significantly reduced flows in the Blakedown Brook (and therefore surface water flows into the site), and has eliminated any direct groundwater discharge to the site. Surface water flows in the Blakedown Brook are currently largely maintained by discharges from sewage treatment works.

Hurcott Pool is currently considered to be in unfavourable condition as a result of drying of the marginal habitat (Fig. 4a). Podmore Pool was assessed as in favourable condition in 1997, but a wetland survey in 1998 noted changes associated with drying out at the eastern end of the unit. Actual evidence of damage was noted as a change in wet woodland vegetation communities from W5 towards W6.

During the Water Framework Directive classification process, the optimum eco-hydrological regime (Step 2) was determined by reference to Barsoum et al. (2005). The generic water level target for alluvial woodland W5 and W6 is:

- (1) Winter water levels at or very near the ground surface.
- (2) Spring water levels should be maintained within 5 cm of the ground surface.

- (3) Summer maximum and minimum levels should be between 5 and 45 cm below the ground surface.

Suggested environmental supporting conditions are therefore to maintain the water table within the range 5–45 cm below ground level in the summer – the Water Level Management Plan for Hurcott says high water levels (i.e. above or coincident with the ground surface) are required immediately before the growth season. Gradually declining water levels during the growth season but levels maintained above c. 30 cm below the ground surface throughout the year in order to maintain root contact with the water table (W6 wet woodland).

An assessment was made to determine whether the required environmental supporting conditions are in place (Step 3). Groundwater levels are currently between 0 and approximately 4 m below ground level within the areas of wet woodland within the site (Memo from R Low to Matt Hudson, South Staffordshire Water Company). Monitoring of near surface water levels on site indicates near surface water table fluctuations of over 0.7 m; this is outside the optimum, in what was a wet year (2007). The required environmental supporting conditions are therefore not in place in some areas of the site.

The magnitude of departure from the required environmental supporting conditions (Step 4) is potentially over 0.3 m. Monitoring of water levels on site indicates near surface water table fluctuations of over 0.7 m in some locations although it is not clear what communities the dipwells are located in.

Step 5a potential impacts on the hydrological regime are believed to relate to abstraction and the historic lowering of the Hurcott dam by 1.34 m. The Hurcott dam was lowered by 1.34 m in 1982/1983, and it is likely that, in addition to abstraction pressure, this was a major cause of the current poor condition of the wet woodland. As the level of the dam controls the pool water level, the dam would still be a limiting factor even if all abstraction ceased.

The proportion of the departure due to anthropogenic pressures (Step 5b) was investigated using groundwater modelling assessments of the abstraction regime impacting Hurcott and Podmore Site of Special Scientific Interest and Checkhill Bogs Site of Special Scientific Interest. This work was completed in 2008 using the Environment Agency's West Midlands Worfe regional numerical groundwater model. Modelling indicates that groundwater level recovery of the order of 2–3 m may be expected under the scenario where all three major public water supply abstractions (Churchill, Hagley and Bellington) are switched off. This exceeds the potential effect of the lowering of the Hurcott dam by 1.34 m. Abstraction effects are therefore considered to be a major contributor to the damage at this site.

The conclusion of the classification for this site was therefore poor status, high confidence. Modelling results indicated that to cause a groundwater level rise significant enough to meet the current Site of Special Scientific Interest water level objectives, a major reduction in abstraction would be required. The majority of the abstractions are for public water supply, so there would be a considerable social and economic impact if the licences are changed. A Water Level Management Plan was published in December 2006. Subsequently, an options appraisal was undertaken (including Reservoirs Act Issues). A Water Level Management Plan solution was agreed with Natural England in 2008 to implement measures to mitigate the impacts of reduced water levels on the Site of Special Scientific Interest. This includes micromanagement of surface water sources to raise near surface water level. Severn Trent Water Ltd. is currently investigating potential changes to their abstraction regime, including assessing the costs and benefits.

7. Programmes of measures and future river basin cycles

The Environment Agency is also promoting wetlands as a cost-effective part of Programmes of Measures within the River Basin Planning process, following the ecosystem services approach adopted by the United Kingdom Government. This requires consideration of when measures might be needed for wetlands, and when wetlands might be used as a cost-effective measure to alleviate multiple catchment pressures (such as diffuse pollution, excess sedimentation, eutrophication, aquifer recharge, and reduction of flood risk). Long-term strategic planning of wetland creation and restoration to help achieve Water Framework Directive objectives will be greatly assisted by the development of GIS maps for the Wetland Vision for England project www.wetlandvision.org.uk. A similar project with the Countryside Council for Wales has produced GIS maps showing where wetlands might be of benefit for the control of diffuse pollution and flood risk management, as well as benefiting biodiversity.

8. Discussion

There remain many challenges to achieving good status for groundwater and dependent wetlands within the Water Framework Directive River Basin Planning process. In particular, the lack of a national inventory of wetlands and groundwater-dependent terrestrial ecosystems made it difficult to define which sites required assessment. Few wetlands have long-term monitoring data with which to determine site-specific chemical thresholds. To be reliable, the chemical data need to be taken from the vicinity of the wetland and from a location with the same wetland water supply mechanism (WETMEC) as the receptor vegetation.

One of the main findings of the work was that insufficient monitoring information exists to assess adequately whether significant damage has occurred at many of the groundwater-dependent terrestrial ecosystems in England and Wales over the long term. Further work is underway to increase confidence in the risk assessments and to establish efficient and cost-effective investigation techniques for determining significant damage (particularly due to our lack of knowledge about chemical pressures). Preliminary results from field investigations suggest that it is relatively easy to identify the source, pathway and receptor but rather harder to determine if that link is actually having a significant impact on the ecology. There is also a lack of experience in interpreting the few monitoring data that do exist in terms of the ecological damage which chemical pollution will cause. This is being addressed through the refinement of guidelines which define eco-hydrological conceptual models for wetland habitats, along with hydrological and chemical regimes and thresholds required by specific plant communities. Diffuse groundwater nutrient pollution issues often require a multidisciplinary approach for their resolution, including collaborative working between regulators, conservation agencies and the agricultural sector through catchment sensitive farming and sensitive long-term land use management.

Another issue making interpretation of the pathway difficult is the 2D approach taken to defining Water Framework Directive groundwater bodies. The hydraulic connection between the wetland and the underlying aquifer is often complex in three dimensions, particularly where multilayer aquifer systems are present. In addition, many groundwater-dependent terrestrial ecosystems, for example dune slacks, are located on areas which are currently classified as “unproductive strata” due to the definition of groundwater bodies which has been used so far.

9. Summary

1. For the first time a national risk screening methodology has been applied to assess the chemical and quantitative pressures operating on groundwater-dependent terrestrial ecosystems in England and Wales. This has highlighted many gaps, such as the lack of a national wetland inventory, shortage of site-specific chemical data, and difficulty in assigning poor condition due to a groundwater-related cause.
2. Site-specific assessment has linked the source, pathway and groundwater-dependent terrestrial ecosystem receptor using eco-hydrological guidelines to determine appropriate thresholds. Despite identifying these links, it remains difficult to categorically prove actual ecological damage.
3. Many research needs remain, including the requirement to set chemical and hydrological thresholds. There is a need to compare eco-hydrological databases across Europe, and work is underway to achieve this through a network established at a workshop on European wetlands hosted by Integrated Water Resource Management (IWRM)-Net and the Ramsar Commission in November 2009.

Disclaimer

The work presented in this paper was commissioned by the Environment Agency for England and Wales. The views expressed in this paper are those of the authors, and do not necessarily represent those of the Environment Agency for England and Wales.

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge the contribution of Natural England and the Countryside Council for Wales towards the work described in this paper.

References

- Barsoum, N., Anderson, R., Broadmeadow, S., Bishop, H., Nisbet, T., 2005. Eco-hydrological guidelines for wet woodland – Phase I. English Nature Research Reports Number 619.
- Blum, A., Legrand, H., Grath, J., Scheidleder, A., Broers, H.P., Tomlin, C., Ward, R., 2009. Threshold values and the role of monitoring in assessing chemical status compliance. In: Quevauviller, P., Fouillac, A.M., Grath, J., Ward, R. (Eds.), *Groundwater Quality Assessment and Monitoring*. John Wiley & Sons, pp. 175–187.
- Brooks, A., Cohen, A., Evers, S., Hulme, P., Phillips, N., 2008. Methodology for the assessment of significant damage at wetlands. Environment Agency Science Report SC030285. www.environment-agency.gov.uk.
- Davy, A.J., Grootjans, A.P., Hiscock, K., Peterson, J., 2006. Eco-hydrological guidelines for dune habitats – Phase 1. English Nature Research Reports Number 696.
- Gowing, D.J.G., Lawson, C.S., Youngs, E.G., Barber, K.R., Rodwell, J.S., Prosser, M.V., Wallace, H.L., Mountford, J.O., Spoor, G., 2002. The water regime requirements and the response to hydrological change of grassland plant communities. Final report for DEFRA commissioned project BD1310. Cranfield University, Silsoe.
- Hulme, P., Miller, F., Evers, S., Phillips, N., Brooks, A., Whiteman, M., Cohen, A., 2007. Assessing the risk of significant damage at groundwater-dependent terrestrial ecosystems in England and Wales. In: Ribeiro, L., Chambel, A., Condoso de Melo, M.T. (Eds.), *Proceedings of XXXV IAH Congress “Groundwater and Ecology”*. Lisbon, September 11–15.
- JNCC, 2003. Guidance for Common Standards Monitoring. <http://www.jncc.gov.uk/page-2201>.
- Jones, M.L.M., Pilkington, M.G., Healey, M., Norris, D.A., Brittain, S.A., Tang, Y.S., Reynolds, B., 2005. Determining a nitrogen budget for Merthyr Mawr sand dune system. Final report for Countryside Council for Wales. Centre for Ecology and Hydrology Project No: C02352NEW, CCW Contract No: FC 72-02-59, May 2005.
- Krause, S., Heathwaite, A.L., Miller, F., Hulme, P., Crowe, A., 2007. Groundwater-dependent wetlands in the UK and Ireland: controls, eco-hydrological functions and assessing the likelihood of damage from human activities. *Water Resources Management* 21 (12), 2015–2025.
- Mountford, J.O., Rose, R.J., Bromley, J., 2005. Development of eco-hydrological guidelines for wet heaths – Phase 1. English Nature Research Reports Number 620.
- Rodwell, J.S. (Ed.), 1991–2000. *British Plant Communities*, vols. 1–5. Cambridge University Press, Cambridge.

- SNIFFER, 2006. Wetland and Groundwater Interactions Phase 1 Report: Knowledge Base and Outline Framework for Risk Assessment of Groundwater Dependent Terrestrial Ecosystems (WFD62). <http://www.fwr.org/snifrpt.htm>.
- UKTAG, 2004. Guidance on the identification and risk assessment of groundwater dependent terrestrial ecosystems. UKTAG guidance paper 5a+b. <http://www.wfduk.org/tag.guidance/GuidancePapers>.
- UKTAG, 2005. Draft protocol for determining 'Significant Damage' to a 'Groundwater Dependent Terrestrial Ecosystem'. UKTAG guidance paper 5c, version 9.6. <http://www.wfduk.org/tag.guidance/GuidancePapers>.
- UKTAG, 2007. Proposals for a groundwater classification system and its application in regulation. Final report SR1-2007. <http://www.wfduk.org/tag.guidance/GuidancePapers>.
- Wheeler, B.D., Gowing, D.J.G., Shaw, S.C., Mountford, J.O., Money, R.P., 2004. In: Brooks, A.W., Jose, P.V., Whiteman, M.I. (Eds.), *Eco-hydrological Guidelines for Lowland Wetland Plant Communities*. Environment Agency, Anglian Region.
- Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Tanner, K., 2009. A wetland framework for impact assessment at statutory sites in England and Wales. Environment Agency Science report SC030232/SR1.
- Whiteman, M.I., Wheeler, B.D., Shaw, S.C., Lewis, T., Grout, M., Tanner, K., 2009. Use of WETMECS typology to aid understanding of groundwater-dependent terrestrial ecosystems in England and Wales. In: Quevauviller, P., Fouillac, A.M., Grath, J., Ward, R. (Eds.), *Groundwater Quality Assessment and Monitoring*. John Wiley & Sons, pp. 259–272.

SAMMENSTILLING OG KORRELATION AF BEGRAVEDE TUNNELDALE I JYLLAND OG I NORDSØEN

Geolog Theis Raaschou Andersen
Lektor Steen Christensen
Geologisk Institut, Århus Universitet

Seniorforsker Flemming Jørgensen
De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Ud fra store mængder af 2D og 3D seismiske data er der udført en kvantitativ analyse af begravede tunneldales morfologiske og strukturelle karakteristika samt en korrelation af tunneldale på tværs af kysten nær Holmsland, Vestjylland. Dalene er typisk mellem 500 og 1500 m brede, op til 200 m dybe og ses som individuelle, ofte lineære til svagt bugtede nedskæringer kendetegnet ved et undulerende bundprofil.

Resultaterne fra dette studie viser, at begravede dale i Nordsøen og Jylland overordnet set er ens, og sandsynligvis har samme oprindelse. Dale fundet i Nordsøen kan derfor benyttes som analogier til opstilling af hydrogeologiske modeller på land.

INDLEDNING OG BAGGRUND

Igennem de seneste årtier er der kommet et større fokus på begravede dale i store dele af Danmark, da disse kan indeholde vigtige grundvandsressourcer samt have stor indflydelse på grundvandsstrømninger til og fra dybereliggende grundvandsmagasiner /1/ /2/. Det er blevet vist, at størstedelen af de begravede dale i den danske undergrund er tunneldale /3/.

TEM og SkyTEM har været den primært benyttede geofysiske metode til kortlægning af begravede dale i Danmark, hvorimod boredata samt landbaseret seismik i mindre grad har været anvendt. TEM metoden er velegnet til at kortlægge de begravede dales rumlige fordeling samt give information om dalenes overordnede fyld, hvorimod detaljerede informationer om dalenes interne strukturer og morfologi ofte er mangelfuld grundet begrænsninger i metodens opløsningsevner. Den manglende opløsning på lokal skala af geologiske aflejringer kan potentielt resultere i en fejlagtig opbygning af den hydrogeologiske model og den tilhørende grundvandsmodel for et område med begravede dale.

For at muliggøre en mere effektiv forvaltning af grundvandsressourcerne på land kan morfologiske og strukturelle resultater fra Nordsøen, hvor 2D og 3D refleksionsseismik er benyttet i stor udstrækning, med fordel samtolkes og benyttes i de hydrogeologiske modeller, hvis disse mangler denne information.

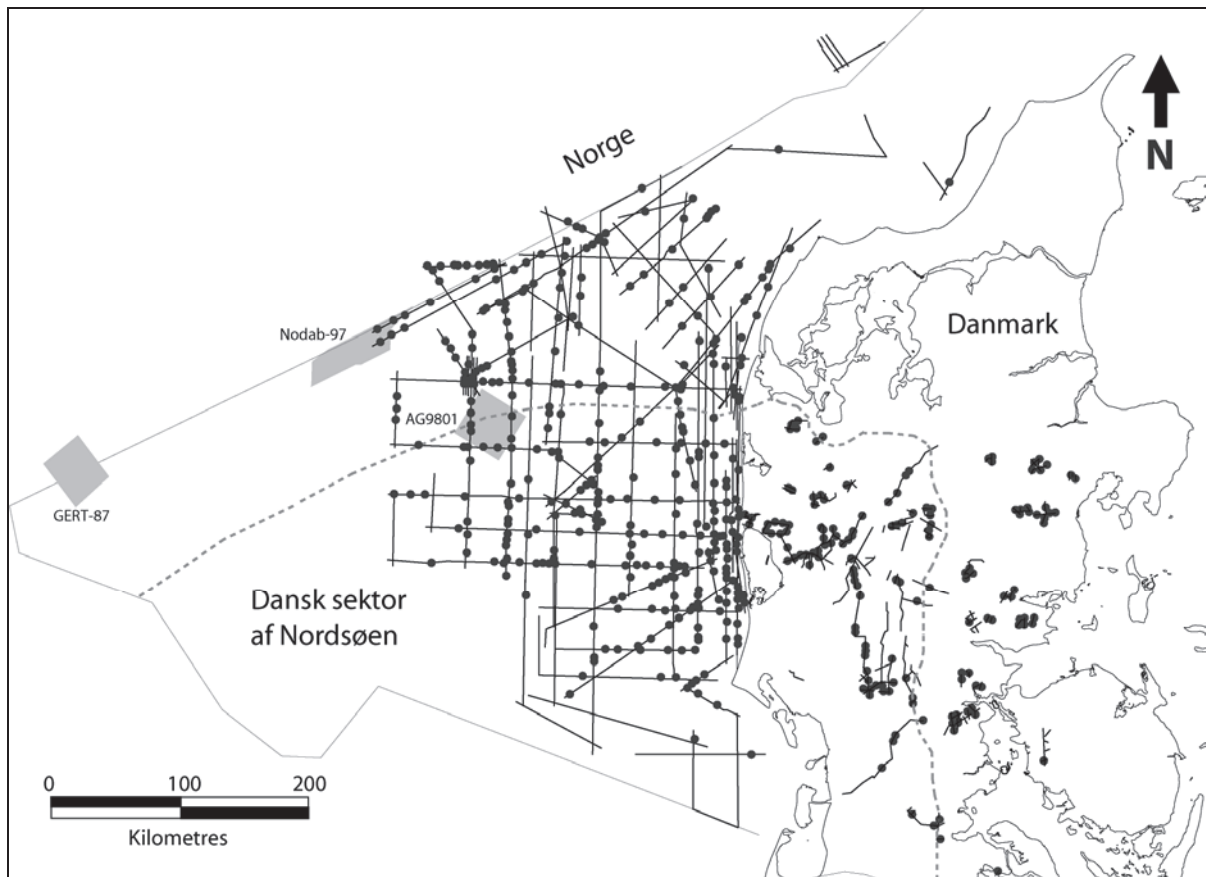
FORMÅL

Undersøgelsens formål er bl.a. at eftervise, at de begravede dale i Jylland og Nordsøen kan betragtes som værende ens og derfor kan benyttes som analogier for hinanden. For at eftervise dette er der for det første foretaget en kvantitativ analyse af de begravede dales strukturelle og morfologiske karakteristika ud fra 2D landbaseret seismik, 2D marin seismik samt 3D seismik fra Nordsøen. Resultaterne er herefter statistisk analyseret for at se, om de er signifikant forskellige fra hinanden eller ej. Dernæst er der foretaget en korrelation mellem dale på land og dalene under havet ved Holmsland, Vestjylland, for også på denne måde at eftervise at de begravede dale i de to områder kan betragtes som værende ens.

DATAGRUNDLAG

Til den kvantitative analyse af de begravede dales strukturelle og morfologiske karakteristika er der benyttet 1000 km 2D landbaseret refleksionsseismik, 5600 km 2D marint seismik samt tre 3D seismiske undersøgelsesområder på i alt 1200 km² fra Nordsøen, figur 1. Det landbaserede refleksionsseismik er hovedsagligt indsamlet ved brug af slæbeseismik /4/ /5/ og processeret gennem de sidste 10-15 år af rådgivende ingeniørfirmaer (f.eks. COWI og Rambøll)

samt Aarhus Universitet. Det marine 2D reflektionsseismik er indsamlet og processeret gennem 1990'erne af Aarhus Universitet i samarbejde med GEUS. Data fra de tre 3D-seismiske undersøgelsesområder (AG9801, NoDAB-97 og GERT-87) er indsamlet og processeret i forbindelse med olieefterforskning i Nordsøen.



Figur 1. Oversigtskort over Jylland og Nordsøen (undersøgelsesområdet). De 2D seismiske linjer er markeret med sorte linjer og de tre 3D seismiske undersøgelsesområder i Nordsøen er vist med lysegrå. De sorte prikker repræsenterer tilstedeværelsen af en eller flere dale i nærområdet på det seismiske profil. Den lysegrå stiplede linje markerer hovedopholdslinjen i Jylland og Nordsøen.

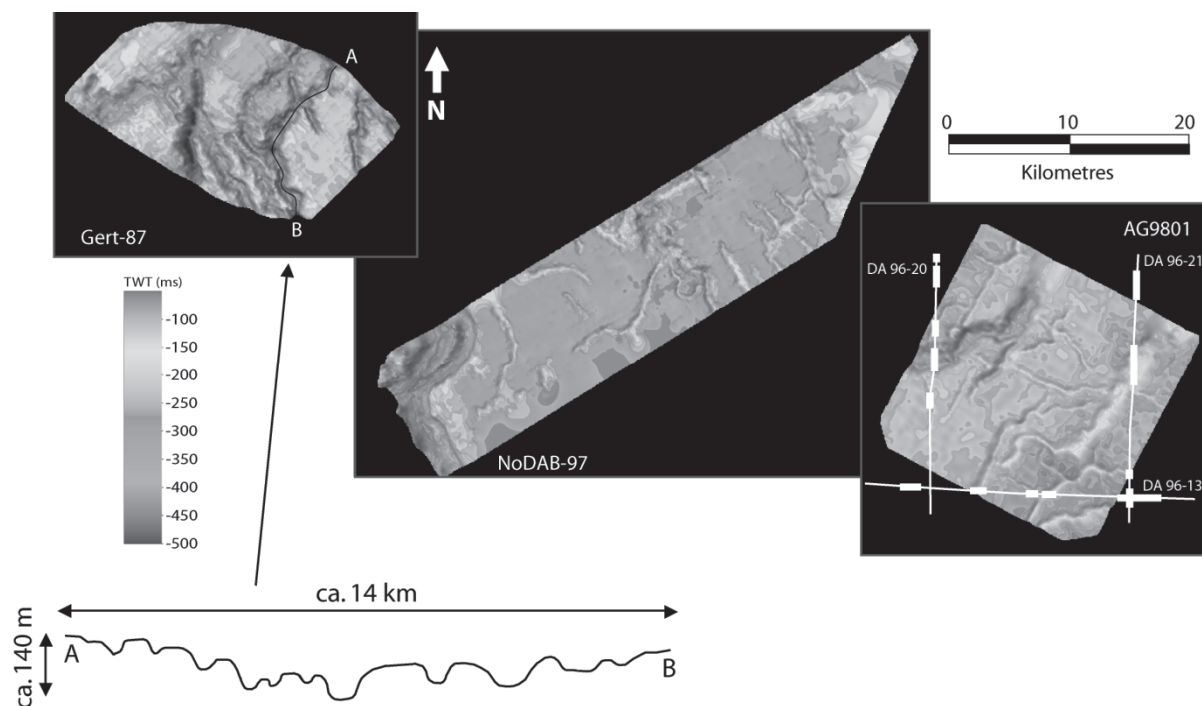
UNDERSØGELSESMETODIK

De kvantitative analyser af de begravede dales strukturelle og morfologiske karakteristika, såsom dalforme, dalbredder, interne strukturer mv., er undersøgt på dale, hvor de seismiske linjer står (tæt på) vinkelret på dalen. Fra den marine seismik er dette derfor hovedsagligt analyseret ud fra de 3D seismiske undersøgelsesområder samt de enkelte steder, hvor densiteten af de 2D seismiske linjer er høj nok til at foretage kvalificerede korrelationer mellem dalene fundet på linjerne. På land er dalens orientering fundet og estimeret på baggrund af bilagskortene over tolkede dale i Danmark [1]. Daldybden er analyseret på alle observerede dale i de seismiske linjer, da denne er uafhængig af skæringsvinkel mellem den seismiske linje og dalen. Daldybden er defineret som dybden mellem dalskulderen og dalbunden. Dalbredden som længden mellem de to dalskuldre. Længden samt longitudinale profiler af dalene blev målt langs dalbunden.

RESULTATER OG DISKUSSION

Geografisk udbredelse af begravede dale i Jylland samt Nordsøen

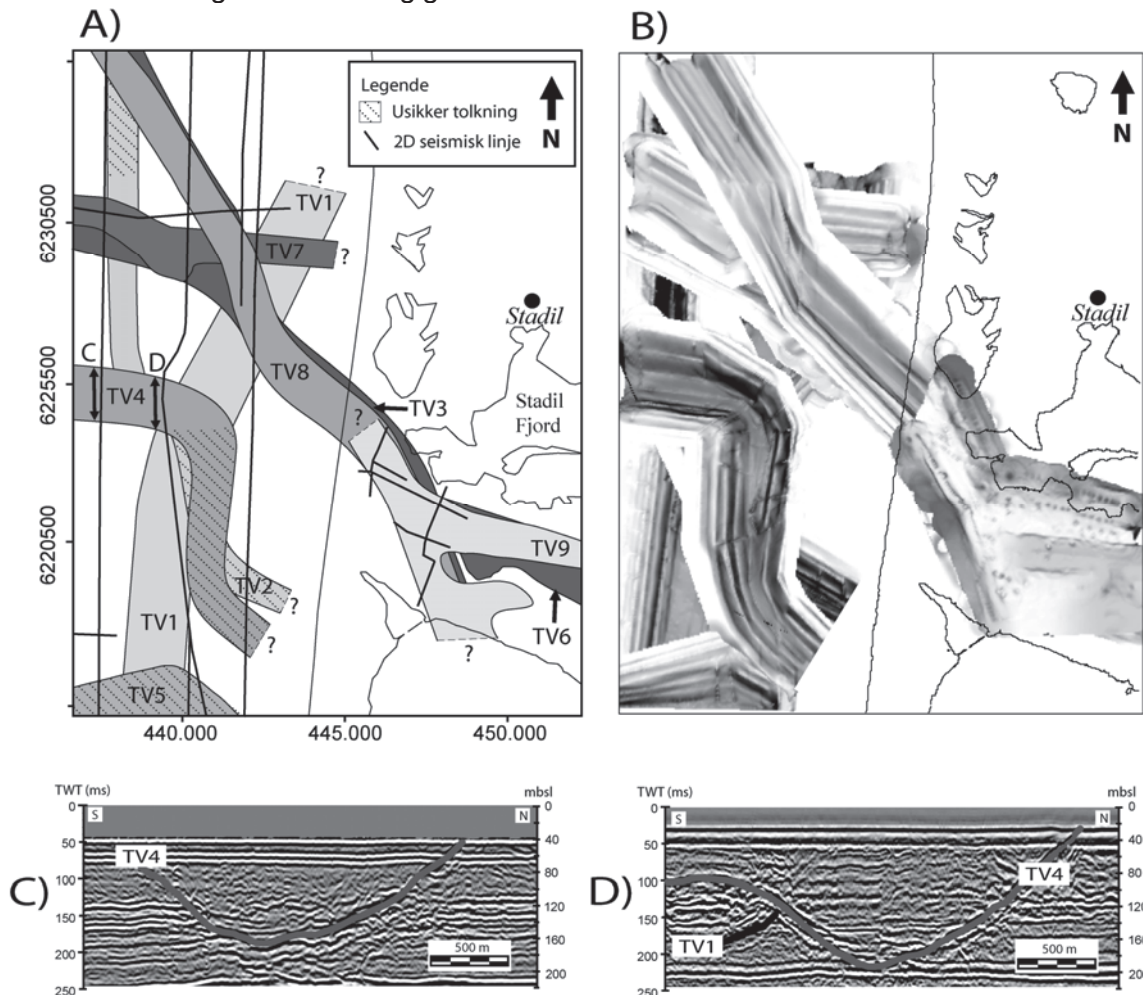
Der er i alt fundet 890 dale ud fra de undersøgte 2D seismiske data. Det drejer sig om 216 dale på land og 674 under Nordsøen, figur 1. Derudover er der kortlagt 55 dale ud fra de tre 3D seismiske undersøgelsesområder, figur 2. Alle de analyserede dale er fuldstændigt begravede og kan ikke erkendes i nutidens landskab eller i havbundens morfologi. Som det ses på figur 1, er den geografiske udbredelse af dale ikke uniformt fordelt i området. I Nordsøen er forekomsten af dale høj i den centrale del, hvorimod den nordlige og sydlige del af Nordsøen er kendetegnet ved en lav eller ligefrem manglende forekomst af begravede dale. I Jylland ses dalene at være spredt over store dele af det undersøgte område med undtagelse af nogle mindre områder i det centrale Jylland. Et karakteristisk træk ved denne undersøgelse er, at når datadensiteten øges indenfor et givent område (f.eks. som i de 3D seismiske undersøgelsesområder), så stiger antallet af fundne dale også. Dette ses tydeligt ved det 3D seismiske undersøgelsesområde AG9801, hvor kun syv ud af i alt 21 dale kunne kortlægges ud fra de 2D seismiske linjer alene, figur 2. Den høje daldensitet ses ligeledes i NoDAB-97 og GERT-87, hvor minimum 24 henholdsvis 10 dale er kortlagt, figur 2. Den høje densitet af dale fundet i 3D undersøgelsesområderne viser, at der findes flere dale i det resterende kortlagte område end der kan ses ud fra de foreliggende data.



Figur 2. Den tolkede dalbund-horisont i de tre 3D seismiske undersøgelsesområder. Tolkningerne er vist med en faktor 5 overhøjning. For placering af de tre undersøgelsesområder se figur 1. Antallet af tolkede dale stiger, når densiteten af data øges. Dette ses f.eks. i AG9801, hvor kun syv (markeret med hvide kasser) ud af i alt 21 dale kunne kortlægges ud fra de 2D seismiske profiler alene (markeret med hvide linjer). Nederst ses et længdeprofil af en af de tolkede dale fra Gert-87. Dalen ses at have et meget undulerende bundprofil samt mangle en overordnet faldretning.

Korrelation af begravede dale nær Holmsland

For at undersøge om dalene i Nordsøen og i Jylland kan betragtes som værende ens, er der forestået en korrelation af en serie dale ved Holmsland, Vestjylland, hvor TEM data, Schlumberger data, borehulsdata samt 2D landbaserede og marine seismiske data var til rådighed [6/ 17]. Dette blev suppleret med 20 TEM sonderinger samt ni kilometer landbaseret seismik for at øge datadensiteten. I alt tre ud af ni kortlagte dale kunne korreleres på tværs af kysten fra Jylland og ud i Nordsøen, figur 3A. Korrelationen er primært baseret på dalenes orientering, deres relative aldre og i mindre grad på deres morfologiske og strukturelle karakteristika. TEM- og Schlumberger sonderingerne gav information omkring dalenes rumlige fordeling samt deres litologi, men var utilstrækkelige til at opløse de enkelte dale og separere dem fra hinanden. De seismiske data gav derimod detaljerede oplysninger omkring dalenes strukturelle opbygning og gjorde det muligt at differentiere imellem de enkelte dale, figur 3C,D. Detaljerede oplysninger omkring dalenes indfyld blev opnået fra undersøgelsesboringer i området. Ved at kombinere TEM- og Schlumberger sonderingerne med 2D seismiske profiler samt undersøgelsesboringer kunne en 3D geologisk model opstilles (figur 3B), idet metoderne hver især bidrog med uafhængige data til modellen.



Figur 3. A) Oversigtskort over de ni kortlagte dale ved Holmsland, Vestjylland. TV1 er ældst og TV9 yngst. I alt tre dale kunne korreleres på tværs af kysten (TV3, TV6 og TV8). B) 3D geologisk model over de ni dale ved Holmsland, Vestjylland. C og D) Eksempel på hvorledes de enkelte dale fundet på de 2D seismiske profiler i Nordsøen er korreleret sammen til sammenhængende dale. Placeringen af profilerne ses på figur 3A.

Strukturelle og morfologiske karakteristika af begravede dale i Jylland og i Nordsøen

De strukturelle og morfologiske karakteristika af de begravede dale er undersøgt for henholdsvis Nordsøen og Jylland. Efterfølgende er resultaterne sammenstillet og statistisk analyseret for at undersøge om dalene i de to områder er signifikant forskellige fra hinanden eller ej. For begge områder, hvor datadensiteten er høj og hvor dalene kan følges over længere afstande, ses dalene typisk som lineære til svagt bugtede nedskæringer med undulerende længdeprofiler, som kan være afbrudt af skarpe sving, figur 2. Amplituden af de undulerende bundprofiler er typisk omkring 10-20 m, men tærskler op til 60 m over dalbunden er observeret, figur 2. Dalene ses ofte at starte og slutte meget abrupt og ikke have nogen gennemgående faldretning, figur 2. Det er observeret, at dale på op til 150 m dybde ender over korte distancer på under 1 km.

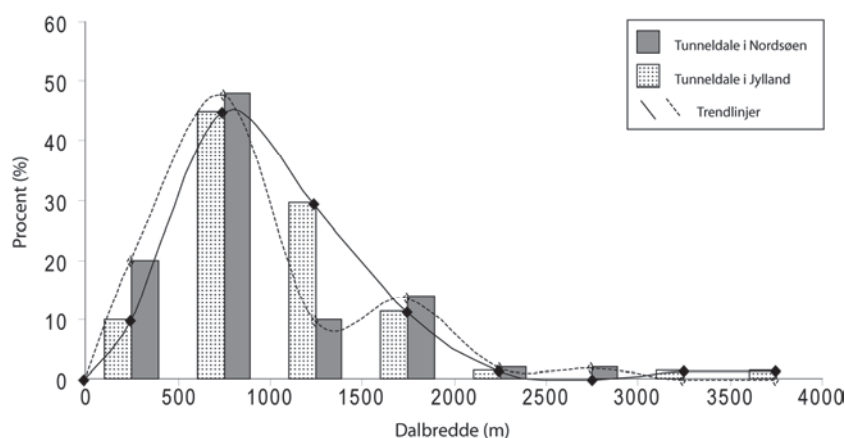
Morfologi og dalforme

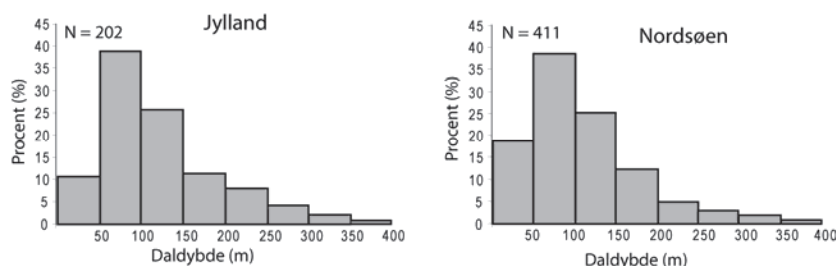
Som det ses i tabel 1, er der kun en lille forskel mellem de to områder med hensyn til dalenes strukturelle og morfologiske karakteristika.

	Længde [km]	Maximal frekvensdybde [m]	Maximal frekvensbredde [m]	Gennemsnits bredde [m]	Bredde/dybde forhold	Dalform [%]		
						U	V	F
Jylland	--	104	800	1222	8	44	34	22
Nordsøen	24	108	750	750	7	42	42	16

Tabel 1. Morfologiske og strukturelle karakteristika for dale i Jylland og Nordsøen. U = U-formede dale; V = V-formede dale; og F = fladbundede dale.

Den procentvise frekvensfordeling af de analyserede dales bredder og dybder for henholdsvis Nordsøen og Jylland ses på figur 4. Størstedelen af dalene har bredder mellem 0.5 og 1.5 km (75% i Jylland og 58% i Nordsøen). Den maksimale frekvensbredde er stort set ens for de to områder med 800 m for dale i Jylland og 750 m for dale i Nordsøen, figur 4.





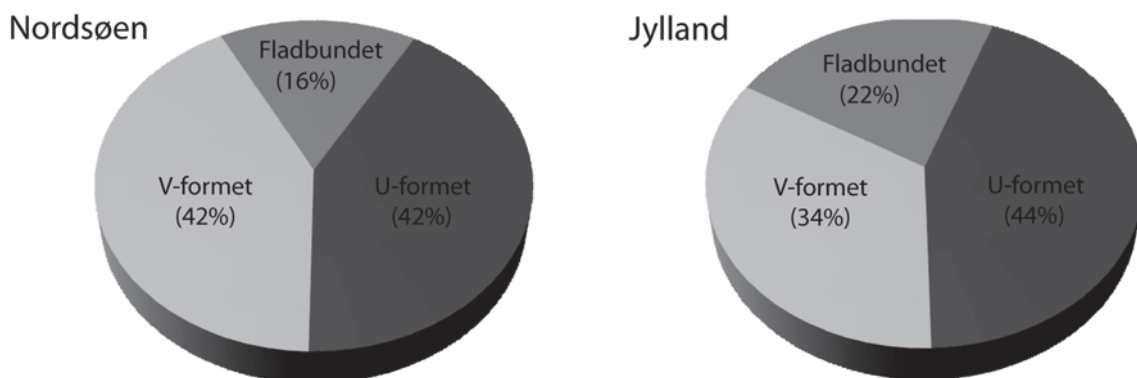
Figur 4. Top. Frekvensfordelingen af dalbredden for dale i Jylland samt Nordsøen. De enkelte kasser repræsenterer det 500 m interval i hvilket de er placeret. Bund. Frekvensfordelingen af daldybderne for Jylland og Nordsøen

Daldybden ses ligeledes at være meget ens for de to områder, figur 4 og tabel 1. 85% af de undersøgte tunneldale i Jylland er mellem 50 og 200 m dybde. Samme dybde observeres ved 70% af dalene i Nordsøen. Kun få dale i begge områder overstiger 300 m dybde og 2500 m bredde, figur 4.

Sammenstilles begge områder, er den maximale frekvens for daldybden og dalbredden henholdsvis 110 m og 775 m. Dallængderne kan ikke estimeres med sikkerhed, da de typisk ikke starter og slutter indenfor undersøgelsesområderne. Den længste dal, der kan følges, er fundet i 3D undersøgelsesområdet AG9801 og er 24 km lang. For at undersøge om dalenes bredder og dybder fundet i henholdsvis Jylland og Nordsøen er signifikant forskellige, er resultaterne statistisk analyseret. Daldybderne i Jylland og Nordsøen viste sig ikke at være signifikant forskellige fra hinanden, hvorimod dalbredderne kunne være signifikant forskellige.

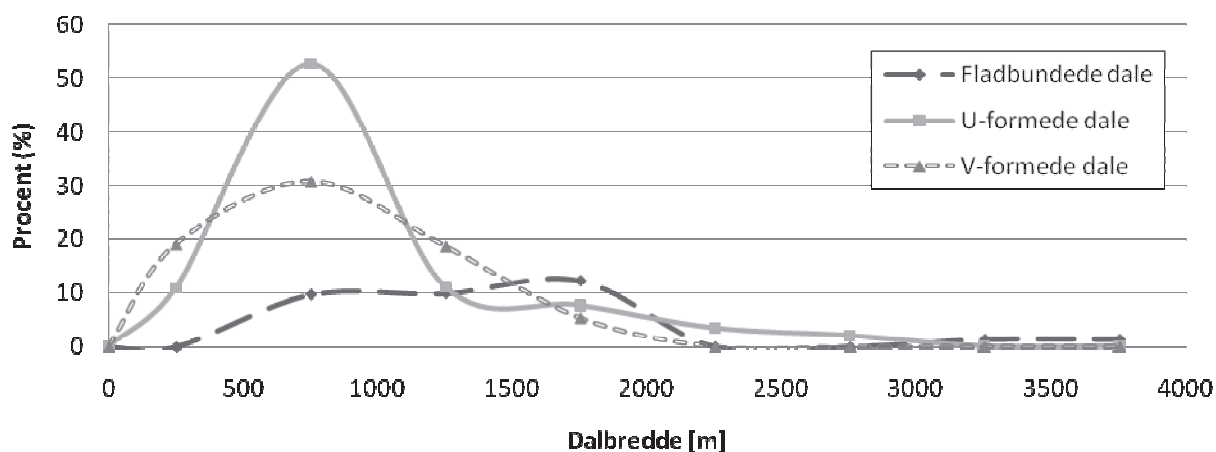
I tværprofiler vinkelret på dalene ses hovedparten af dalene at kunne kategoriseres indenfor tre forskellige typer. U-formede dale kendetegnet ved stejle dalflanker som sammenbindes af en sub-horizontalt dalbund. V-formede karakteriseret ved stejle dalflanker der mødes i dalbunden uden tilstedeværelse af en sub-horizontalt dalbund. Den tredje type er fladbundede dale, som er kendetegnet ved stejle dalflanker sammenbundet af en bred, horisontal dalbund. Dale, som ikke kan kategoriseres indenfor en af de tre former, er i det følgende omtalt som asymmetriske dale og er ikke analyseret. Der er i alt fundet 75 brugbare seismiske profiler fra Jylland til at analysere dalformen. Af disse er 30 dale U-formede (44%), 23 er V-formede (34%), 15 er fladbundede (22%) og 7 er asymmetriske, figur 5.

De enkelte dalformer er geografisk jævnt fordelt over landet, og der ses ingen koncentration af bestemte dalformer nogen steder. Fra Nordsøen er der fundet 45 brugbare profiler hovedsagligt fra de tre 3D seismiske undersøgelsesområder. Af de 45 analyserede profiler er 19 U-formet (42%), 19 V-formet (42%) og 7 (16%) fladbundede, figur 5. Der ses en svag tendens til relativt flere V-formede dale i Nordsøen, hvorimod der er relativt flere fladbundede dale i Jylland. Andelen af U-formede dale er stort set ens for de to områder. De statistiske analyser kan dog ikke bekræfte, at fordelingen af dalformerne for de to områder er signifikant forskellige.



Figur 5. Den procentvise fordeling af de tre dalforme i henholdsvis Nordsøen og Jylland.

De tre dalformer blev evalueret med hensyn til deres morfologiske karakteristika. Der kunne ikke konstateres markante forskelle mellem de enkelte dalformer og deres dybde. Dalbredderne viste derimod, at der er store forskelle mellem de enkelte dalformer (figur 6). De fladbundede dale, har en markant større bredde end de V- og U-formede dale, og er observeret at have maksimal frekvensbredde på 1700 m, hvorimod denne bredde for de U- og V-formede dale er 780 henholdsvis 750 m, figur 6.



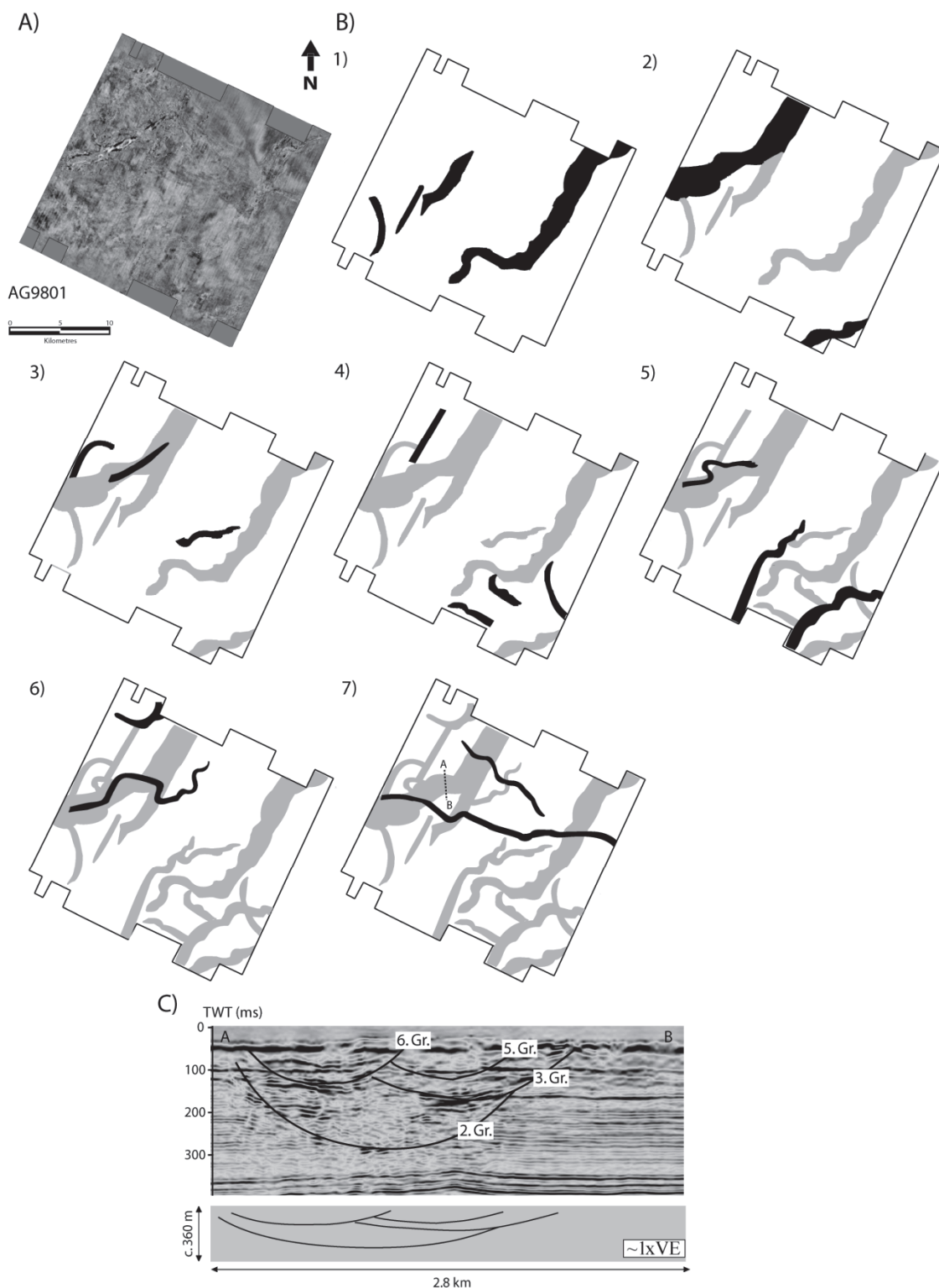
Figur 6. Frekvensfordeling for bredderne af de V-formede, U-formede og fladbundede dale.

Interne strukturer og generationer

Overordnet set ses dalene i de tre 3D seismiske undersøgelsesområder at udgøre et kringlet sammenhængende netværk af mange dale (figur 2), men når de enkelte dale undersøges i detalje, ses de at være eroderet ned i hinanden. Dette erkendes i profiltværsnit som cut-and-fill strukturer, figur 6C.

Det kringlede netværk af dale kan sandsynligvis tilskrives den tendens, der ses, når yngre dale ændrer retning ved mødet med en ældre dal og genbruger denne over et længere stykke. Dette ses både i de 3D seismiske undersøgelsesområder samt ved Holmsland, figur 2 og 3. Der er i alt fundet cut-and-fill strukturer i 44% og 48% af alle undersøgte 2D seismiske profiler fra henholdsvis Jylland og Nordsøen. De yngre dale er typisk placeret langs flankerne af de ældre dale, men der forefindes også eksempler, hvor den yngre dal er placeret i midten af den ældre dal. Der er fundet op til syv generationer af dale i Nordsøen (figur 7) og seks ved Holmsland (figur 3), hvilket indikerer gentagne erosioner samt efterfølgende dalopfyldning i undersøgelsesområdet.

De mange dalgenerationer betyder, at dalenes interne strukturer, og derved også deres indfyld, kan ændre sig væsentlig over korte afstande og kan være svære at kortlægge uden seismiske profiler, hvilket f.eks. er konstateret i undersøgelsen ved Holmsland.



Figur 7. (A) Seismisk-tidshorisont i 180 ms for AG9801. (B) Der kan i alt identificeres syv dalgenera-
 tioner indikerende gentagne erosioner og efterfølgende dalindfyldninger i området. De mørke områder
 viser de aktive dale i hver generation, hvorimod de grå dale er ældre og inaktive. (C) Profiltværsnit
 som viser tre cut-and-fill strukturer (3.Gr., 5.Gr. og 6.Gr.) placeret langs flankerne af 2.Gr. Placeringen
 af profiltværsnittet er vist på B7.

KONKLUSION

Ud fra 1000 km 2D seismiske linjer fra Jylland, 5600 km 2D seismiske linjer fra Nordsøen og tre 3D seismiske undersøgelsesområder ligeledes fra Nordsøen er begravede dale i de to områder undersøgt med hensyn til deres geografiske udbredelse og deres morfologiske og strukturelle karakteristika.

Dalene er fundet i store dele af undersøgelsesområderne med undtagelse af den nordlige og sydlige del af Nordsøen samt i enkelte område i det centrale Jylland. De ses typisk som dybe individuelle dale med stejle dalflanker og et undulerende bundprofil. Størstedelen af dalene er mellem 500 og 1500 m brede og op til 200 m dybe. For hele det undersøgte område er den maximale frekvensbredde og dybde henholdsvis 775 m og 110 m. Den længste dal er observeret til 24 km, men længere dale kan forventes. Dalene er kendetegnede ved at være lineære til svagt bugtende over lange stræk med pludselige knæk. Yngre dale ses ofte at ændre retning, når ældre dale mødes og genbruger disse over længere strækninger. Dette ses typisk i de seismiske profiler som cut-and-fill strukturer, hvor yngre dale har eroderet sig ned i ældre dale indikerende gentagne erosioner og efterfølgende dalindfyldninger i området. De mange cut-and-fill strukturer betyder, at tunneldalenes interne strukturer og litologi kan ændre sig væsentligt helt ned på deca- til hectometer skala. Dette vanskeliggør opbygningen af pålidelige hydrogeologiske modeller og tilhørende grundvandsmodeller, især hvis TEM data og borer er de eneste eksisterende data.

Dette studie har vist, at begravede dale i Nordsøen og i Jylland overordnet set er ens med hensyn til morfologiske og strukturelle karakteristika. Bortset fra dalbredderne er der ud fra de statistiske analyser ikke konstateret signifikante forskelle mellem de enkelte datasæt. Dette i kombination med korrelationen af dalene på tværs af kysten nær Holmsland indikerer, at dalene fundet i Nordsøen samt i Jylland er identiske og har samme oprindelse. Endvidere betyder dette, at dale fundet i Nordsøen kan benyttes som analogier til opstilling af hydrogeologiske modeller på land.

REFERENCER

/1/ Jørgensen, F. and Sandersen, P., 2009. Kortlægning af begravede dale i Danmark. Opdatering 2007-2009. Geological Survey of Denmark and Greenland, GEUS. Special Publication. ISBN 978-87-7871-259-2, 354 pp.

/2/ Sandersen, P. B. E. and Jørgensen, F. 2003: Buried Quaternary valleys in the western part of Denmark – occurrence and implications for groundwater resources and vulnerability. *Journal of Applied Geophysics*. Vol. 53, 4, pp. 229-248.

/3/ Jørgensen, F. and Sandersen, P.B.E. 2006: Buried and open tunnel valleys in Denmark – erosion beneath multiple ice sheets. *Quaternary Science Reviews*, Vol. 25, 11-12, pp. 1339-1363.

/4/ Olsen, H., 2002. Slæbeseismik – en rystende oplevelse. *Geologisk Nyt* 2, 10-12.

/5/ Vangkilde-Pedersen, T., Skjellerup, P., Ringgaard, J. and Jensen, J.F., 2003. Pulled array seismic (PAS) – a new method for shallow reflection seismic data acquisition. 65th EAGE Conference & Exhibition. Stavanger, Norway.

/6/ COWI 2005. Geofysisk kortlægning. Holmsland og Hover.

/7/ Rambøll, 2006. Seismisk kortlægning i Ringkøbing Amt 2006.

KAN DEN AEROBE SEDIMENT-VAND GRÆNSEFLADE HINDRE FOSFORFRIGIVELSE I REETABLEREDE VÅDOMRÅDER?

Ph.d. studerende Ditte M. Forsmann
Seniorforsker Charlotte Kjærgaard
Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Aarhus Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

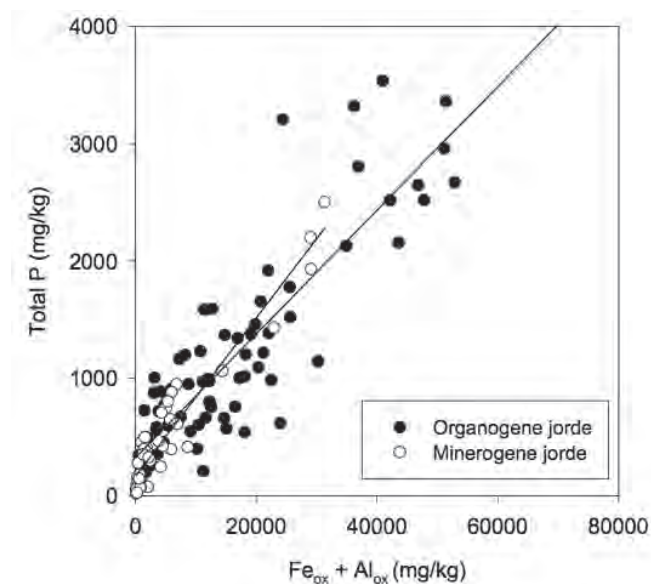
8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

I projektet undersøges processerne ved sediment-vand grænsefladen i reetablerede vådområder i forhold til fosforbinding og frigivelse. Projektet er baseret på både laboratorieforsøg med intakte jordkolonner samt på feltforsøg.

INDLEDNING

Reetablering af riparianske vådområder kom i fokus i 1998 i forbindelse med Vandmiljøplan II grundet den dokumenterede kvælstoffjernelse /1/. I de senere år hvor reduktion af fosfortilførslen til vandmiljøet er kommet mere og mere i fokus, har vådområdernes effekt i forhold til fosforfrigivelse og -tilbageholdelse fået tiltagende stor bevågenhed. Nye danske undersøgelser har peget på at reetablering af vådområder på tidligere drænede og dyrkede lavbundslande kan være problematisk, da mange af disse lavbundslande har akkumuleret betydelige mængder af fosfor /2,3/. Fosfor i jord er primært bundet til jern(III)- og aluminiumoxider, hvilket kan illustreres ved plot af det totale fosforindhold i jorden mod jordens samlede indhold af jern(III)oxider og aluminiumoxider (figur 1).

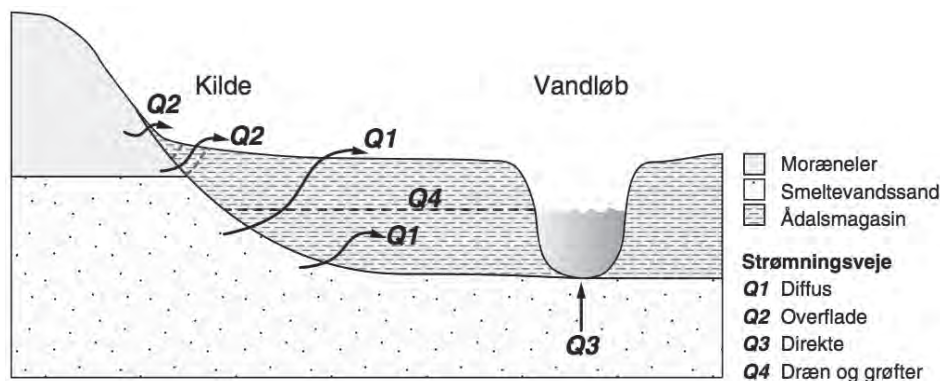


Figur 1: Plot af total fosfor mod det samlede indhold af jern- og aluminiumoxider /4/.

Bindingen til jern(III)oxider er særligt interessant i forhold til reetablering af vådområder, da denne binding er redoxafhængig. Reetablering af vådområder på lavbundslande kan ændre redoxforholdene i jorden, hvilket fører til reduktion af jern(III)oxiderne til opløst jern(II) og fosfat, som kan udvaskes fra vådområdet til vandmiljøet /5/.

Det er ikke kun de geokemiske forhold der har betydning i forhold til fosforfrigivelsen fra reetablerede vådområder. Hydrologien spiller ligeledes en meget stor rolle. De hydrologiske forhold

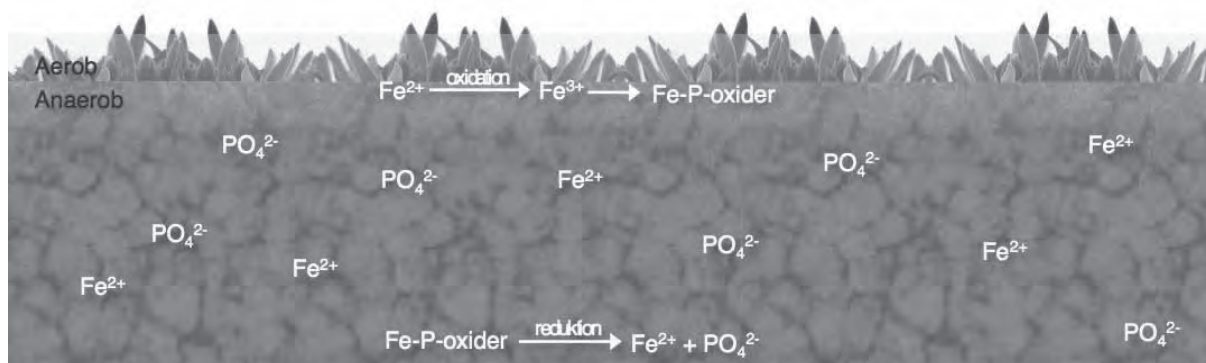
ændres betydeligt, når dræningen af et lavbundsområde ophører (figur 2). Fra at være rørlagt og dermed fraskåret fra interaktioner med ådalsmagasinet, vil der i stedet være diffuse strømninger igennem ådalsmagasinet, overfladiske strømninger samt direkte strømning til vandløbet. De diffuse strømninger kan være igennem magasinet og til vandløbet, men kan også være strømning op gennem magasinet, hvor det bliver til overfladeafstrømning.



Figur 2. Strømningsveje (Q1, Q2, Q3, Q4) i reetableret vådområde ved ophør med dræning (Q4) /3/.

HYPOTESE OG FORMÅL

Fosfor mobiliseret i jorden under anaerobe forhold kan readsorberes til jern(III)oxider i den aerobe sediment-vand grænseflade (figur 3). Processen forventes at være afhængig af det molære forhold mellem jern(II) og fosfor i porevandet /6/, samt de hydrologiske forhold (konvektiv vs. diffusiv flux). I tilfælde af en readsorption af fosfor i sediment-vand grænsefladen reduceres risikoen for fosfortab fra reetablerede vådområder til trods for en eventuel fosformobilisering i jordmatricen.



Figur 3: Principskitse af anaerob jordmatrice med en ovenstående aerob vandfase, og den tilhørende redoxafhængige binding af fosfor til jern(III)oxider.

Formålet med projektet er (i) at undersøge betydningen af en aerob sediment-vand grænseflade i forhold til jern og fosfor dynamikken, (ii) at identificere de nøgleparametre, der kontrollerer fosformobilisering eller –retention og (iii) at kvantificere fosforfluxen fra sedimentet som funktion af geokemiske nøgleparametre og forskellige hydrologiske forhold.

BESKRIVELSE AF FORSØG

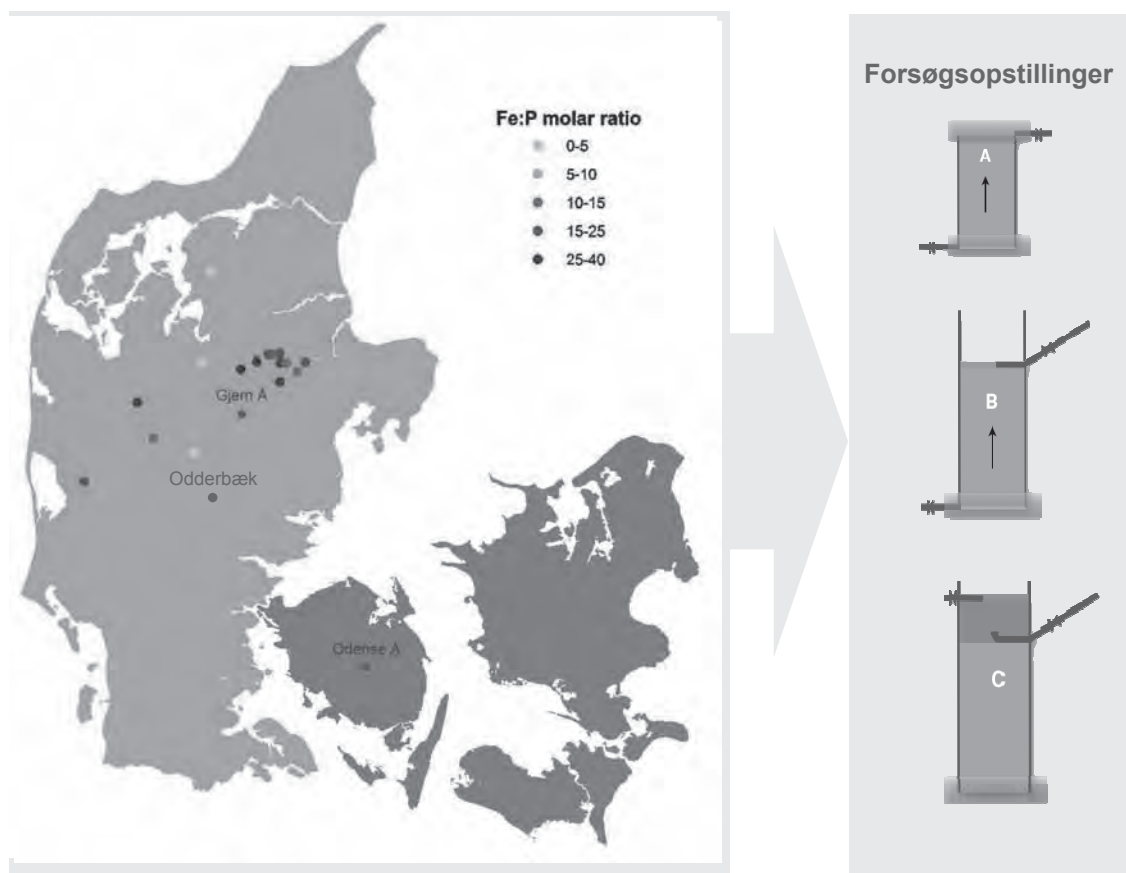
For at kunne be- eller afkræfte den opstillede hypotese laves forsøg under kontrollerede forhold i laboratoriet samt feltundersøgelser. De planlagte forsøg skitseres i det efterfølgende.

Laboratorieforsøg

Laboratorieforsøgene baseres på intakte jordkolonner (15 cm lange, 6 cm i diameter), som er udtaget på 25 organogene lavbundslokaliteter i Jylland (figur 4). Lokaliteterne er udvalgt så de repræsenterer en geokemisk gradient med variabel fosformætning. Jordkolonnerne anvendes i laboratorieforsøg, hvor fokus er på jernreduktion og fosformobilisering i det anaerobe sediment og processerne ved sediment-vand grænsefladen.

Dette undersøges via tre forsøgsopsætninger:

- A. Vandmættede forhold med konvektiv strømning, uden aerob sediment-vand grænseflade
- B. Vandmættede forhold med konvektiv strømning, med aerob sediment-vand grænseflade
- C. Vandmættede forhold med diffusiv udveksling over den aerobe sediment-vand grænseflade



Figur 4: Geografisk placering af de 25 lokaliteter, hvor der er udtaget jordprøver, samt feltforsøgslokaliteter. I højre del er de tre forsøgsopstillinger til laboratorieforsøgene A, B og C skitseret.

Forsøgsopstilling A og B simulerer et vådområde med konvektiv grundvandsgennemstrømning (Q1 i figur 2). Forsøgsopstillingerne repræsenterer hhv. det anaerobe sediment (A) og samme system med en aerob grænseflade (B). Forsøgsopstilling C simulerer en oversvømmelseshændelse med vandløbsvand, hvor vandfasen over jorden udskiftes med lav rate. I denne situation foregår transporten af fosfor ved diffusion styret af koncentrationsgradienten over sediment-vand grænsefladen.

Løbende udtages prøver fra udløbsvandet fra de tre forsøgsopstillinger, hvor følgende parametre bliver målt: pH, fosfat, total opløst fosfor, jern(II) og jern(III). Desuden laves en karakterisering af de anvendte jorde bl.a. pH, volumenvægt, total fosfor og fosforfraktioner, jern og aluminium samt sulfatindhold. Hvis hypotesen om readsorption af fosfor til jern ved en aerob sediment-vand grænseflade er korrekt, vil det komme til udtryk ved sammenligning af resultaterne fra forsøgsopsætning A med resultaterne fra forsøgsopsætning B og C.

Foruden disse almindelige jord- og vandanalyser anvendes i forsøgsopstilling C en ny metode (DET) til bestemmelse af fosforkoncentrationsprofiler omkring sediment-vand grænsefladen og

til beregning af de diffusive fluxe. DET (Diffusive equilibrium in thin films) består af en holder og en diffusiv gel. Gelen placeres i holderen, som derefter presses ned i jordkolonnen, således gelen både befinder sig i jorden og i vandfasen. Grundet gelens diffusive egenskaber indstilles en ligevægt mellem gelen og hhv. jordvæsken og den ovenstående vandfase /7/. Gelen skæres op i 0,2-1 cm stykker, som analyseres for vandopløseligt fosfor. Resultaterne plottes til koncentrationsprofiler over sediment-vand grænsefladen.

Sulfats indflydelse på fosforbindingen

Gennemstrømning af sulfat-holdigt grundvand kan have stor betydning for fosfordynamikken i reetablerede vådområder. Under anaerobe forhold reduceres sulfat til sulfid, der fælder med jern og danner jernsulfider (FeS , FeS_2).

Afhængigt af molforholdet mellem jern, sulfat og fosfor kan denne proces reducere muligheden for readsorption af fosfor til jern(III) i den aerobe sediment-vand grænseflade /8/. Hvor stor en betydning denne proces har, vil blive undersøgt ved at tilsætte sulfatholdigt vand til forsøgspostilling A og B. Efterfølgende måles bl.a. fosfor, jern, sulfat og sulfid i udløbsvandet fra kolonnerne.

Feltforsøg

I forhold til at følge processerne ved sediment-vand grænsefladen under feltforhold planlægges to feltforsøg. Et forsøg med fokus på fosforfrigivelse og binding i forbindelse med reetablering af et vådområde ved Odderbæk. Det andet forsøg fokuserer på processerne i forbindelse med oversvømmelseshændelser ved et ripariansk vådområde ved Gjern Å.

Desuden er det planlagt at lave bestemmelser af fosforfraktioner i deponeret materiale fra Odense Å. Prøverne udtages på et ripariansk område beliggende langs en del af Odense Å, som er blevet restaureret. Der bliver desuden lavet bestemmelser af alderen på det deponerede materiale via barium og caesium 137. Aldersbestemmelsen bliver foretaget på University of Plymouth.

PERSPEKTIVERING

Projektet er en del af det Strategiske Forskningsrådsprojekt MONITECH (Development and test of new cost-effective monitoring technologies and planning design for restoration of wetlands), som fokuserer på vådområder både i forhold til hydrologi, kvælstof, drivhusgasemission, fosfor og biodiversitet. Desuden fokuseres på afprøvning af alternative teknologier til monitorering i forhold til de traditionelle metoder.

Resultaterne fra både laboratorie- og feltforsøg i dette projekt skal på sigt anvendes i et operationelt værktøj til prediktion af fosforfrigivelse eller -tilbageholdelse i reetablerede vådområder.

REFERENCER

- /1/ Jordbrug & miljø 2 Vandmiljøplan II – baggrund og udvikling, Grant. R, Paules, I., Jørgensen, V., Kyllingsbæk, A., 2002, Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet & Danmarks JordbrugsForskning, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- /2/ Fosforstatus, binding og tabsrisiko fra danske organogene lavbundslande. I: Udpegning af risikoområder for fosfortab til overfladevand, Kjærgaard, C., Hofmann C. C., Greve, M. H., 2007, DFFE_Projekt under VMP III.
- /3/ Risiko for fosfortab ved reetablering af vådområder?, Kjærgaard, C., Hofmann C. C., Heiberg, L., Hansen, H. C. B., Jensen, H., Greve, M. H., 2010, Vand og Jord, 17. årgang, særudgave om Ådale.
- /4/ Risikovurdering af fosfortab fra lavbundslande, Kjærgaard, C., Hofmann C. C., Greve, M. H., 2009, Vand & Jord, 16. årgang nr. 2 .
- /5/ The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, Mortimer, C.H., 1941, I. J. Ecol. 29: 280-329; 30: 147-201.
- /6/ Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in northeast Germany, Zak, D., Gelbrecht, J., Steinberg, C. E. W., 2004, Biogeochemistry 70: 357-368.
- /7/ Temporal, Spatial and Resolution Constraints for *in Situ* Sampling Devices Using Diffusional Equilibration: Dialysis and DET, Harper, M. P., Davison, W., Tych, W., 1997, Environmental Science & Technology 31: 3110-3119.
- /8/ Sulfate control of phosphorus availability in lakes, Caraco, N. F., Cole, J. J., Likens, G. E., 1993, Hydrobiologia 253: 275-280.

FORUDSÆTNINGER FOR NATURLIG NEDBRYDNING AF OLIESTOFFER I DEN UMÆTTEDE ZONE UNDER TYPISKE DANSKE FORHOLD

Ph.d. Andreas Houlberg Kristensen
Udviklingsleder, ph.d. Per Løll
DMR A/S

Chefkonsulent Mads G. Møller
Afdelingsleder Lars Mortensen
Rambøll Danmark A/S

Lektor emeritus Kaj Henriksen
Professor Per Møldrup
Sektion for Miljøteknologi, Aalborg Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

I opgraderingen af risikovurderingsværktøjet JAGG til version 2.0 vil det som noget nyt være muligt at vurdere naturlig nedbrydning under nedsivning af oliestoffer til primært grundvand. Hvorvidt naturlig nedbrydning finder sted i betydeligt omfang, afhænger af de aktuelle jordfysiske og geokemiske forhold. Særligt vigtig er poreluftens indhold af ilt samt tilgængeligheden af næringssalte. Denne artikel beskriver typiske indhold af ilt, kvælstof og fosfor i dybe umættede aflejringer på danske lokaliteter. Artiklen er primært baseret på erfaringer fra et tre-årigt ErhvervsPhD-projekt på Aalborg Universitet.

BAGGRUND

Jordforurening med olieprodukter - f.eks. benzin, diesel og fyringsolie - er kendetegnet ved en naturlig massereduktion over tid som følge af biologiske nedbrydningsprocesser. Ét gram jord indeholder normalt mellem 10^5 og 10^{11} bakterier, hvoraf omkring 0,1 % kan anvende oliestoffer i deres metabolisme. Når jorden forurenes, vil andelen af olienedbrydende bakterier øges til op mod 100 % af den samlede population - og i visse tilfælde kan nedbrydningen begrænse forureningens spredning til ganske få centimeter /1, 2/. Nedbrydningsraten er dog stærkt afhængig af de aktuelle jordfysiske og geokemiske forhold i jorden /2, 3/.

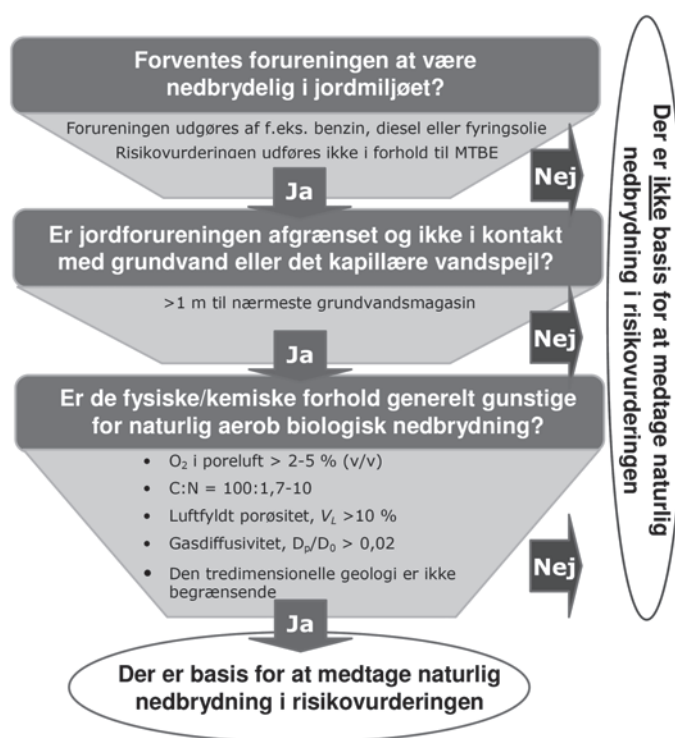
Traditionelt bliver naturlig nedbrydning ikke taget i betragtning i risikovurderinger af transport af forurening fra jordens umættede zone til bygningers indeklime eller underliggende grundvandsmagasiner. Risikoen for forurening af indeklime kan forholdsvist enkelt belyses ved udtagning af poreluftprøver lige under gulv. Derimod kan det være vanskeligt at vurdere den reelle risiko for nedsivning af gasformig eller opløst forurening fra et hot-spot til det underliggende grundvand; specielt da udvalget af metoder til repræsentativ prøvetagning af nedsivende porevand er meget begrænset.

Miljøstyrelsen iværksatte i 2006 en revidering af risikovurderingsværktøjet JAGG (Jord, Af-dampning, Gas, Grundvand) med det formål at udvikle en forbedret og mere brugervenlig version 2.0. I den forbindelse har NIRAS i samarbejde med DTU leveret et nyt koncept til beregning af stoftransport og nedbrydning igennem den umættede zone og til det førstkom-mende underliggende grundvandsmagasin /4/. For at udnytte det nye modelværktøj og in-kludere biologisk nedbrydning i konkrete risikovurderinger er det nødvendigt at kunne vurde-re, om lokalitetsspecifikke forhold tillader betydelig biologisk aktivitet samt estimere størrel-sesordenen af de forventede nedbrydningsrater /4, 5/. Udkastet til JAGG 2.0 lægger op til følgende fremgangsmåde i tre niveauer:

- Niveau I: Der udføres en beregning af nedsivning til grundvandet uden at medtage ned-brydning. Beregningen forudsætter en geologisk model for lokaliteten.
- Niveau II: Der udføres en beregning af nedsivning til grundvandet ved brug af en konser-vativ nedbrydningsrate baseret på litteraturdata. Dette gøres kun hvis: (a) for-udsætningerne for nedbrydning vurderes, at være til stede; og (b) O_2 - og CO_2 -koncentrationer i poreluften indikerer, at aerob nedbrydning finder sted.
- Niveau III: Der fremskaffes lokalitetsspecifikke data til estimering af nedbrydningsrater i den umættede zone – f.eks. ved in-situ nedbrydningsforsøg. Desuden sandsyn-liggøres ved massebalancer på ilt, kvælstof (N) og fosfor (P), at raten kan op-retholdes over en tidshorisont, der svarer til kildens forventede levetid. Endeligt skal den naturlige forureningsfjernelse dokumenteres ved monitoring.

Rambøll og Aalborg Universitet gennemførte fra 2007 til 2010 et ErhvervsPhD-projekt, der havde til formål at undersøge, hvordan geologiske og fysiske forhold, og variabiliten af disse, påvirker den naturlige nedbrydning af benzinforurening i den umættede zone. Studiet bestod af en litteraturgennemgang samt en række laboratorie- og feltundersøgelser.

Projektets resultater er opsummeret i /2/ og /3/. Bl.a. blev der præsenteret et screeningsværktøj til indledende vurdering af potentialet for naturlig nedbrydning på olieforurenede lokaliteter (svarende til niveau IIa). Værktøjet, der er vist i fig. 1, er målrettet en anvendelse sammen med JAGG 2.0 i en situation med nedsivning af opløst eller gasformig forurening fra et hot-spot i den umættede zone til det førstkomende grundvandsmagasin. Af parametrene medtaget i fig. 1 vurderes især jordens indhold af ilt og næringssalte at være afgørende ved vurdering af potentialet for naturlig nedbrydning.



Figur 1. Beslutningsværktøj til screening for potentiel biologisk afskæring af forureningsudbredelse fra et hot-spot i den umættede zone til førstkomende grundvandsmagasin /3/. Luftfyldt porøsitet er forholdet mellem volumen af luftfyldte porer og jordens samlede volumen. Gasdiffusivitet (D_p/D_0) er forholdet mellem gasdiffusionskoefficienten i jord (D_p) og i fri luft (D_0). C:N er forholdet mellem jordens indhold af kulstof (C) og kvælstof (N). I olieforurenede jord vil indholdet af C være meget tæt på indholdet af oliestoffer, der generelt består af > 80 % C (på massebasis).

FORMÅL

På baggrund af erfaringer fra det omtalte ErhvervsPhD-studie beskriver denne artikel typiske indhold af ilt og næringssalte (kvælstof og fosfor) i den dybe umættede zone. Endvidere diskuteres, hvilke faktorer der oftest vil være begrænsende for biologisk afskæring af forureningsspredning på typiske danske lokaliteter.

PORELUFTENS INDHOLD AF ILT

Ilt er den absolut vigtigste forudsætning for naturlig nedbrydning af oliestoffer i umættet jord. Aerobe nedbrydningsprocesser forudsætter generelt omkring 1-2 mg O₂/liter porevand, svarende til omkring 2-5 % O₂ i poreluften /1, 3/. Anaerob nedbrydning af kulbrinter er blevet påvist i forurenede grundvand - eksempelvis ved denitrifikation eller sulfatreduktion af BTEX'er - men i den umættede zone betragtes ilt normalt som en forudsætning for effektiv biologisk afskæring af forureningsudbredelse. I tilfælde af transport over længere afstande (f.eks. 10-20 meter) vil anaerob nedbrydning dog formentlig kunne medføre en reduceret flux.

Typiske koncentrationer af ilt og kuldioxid

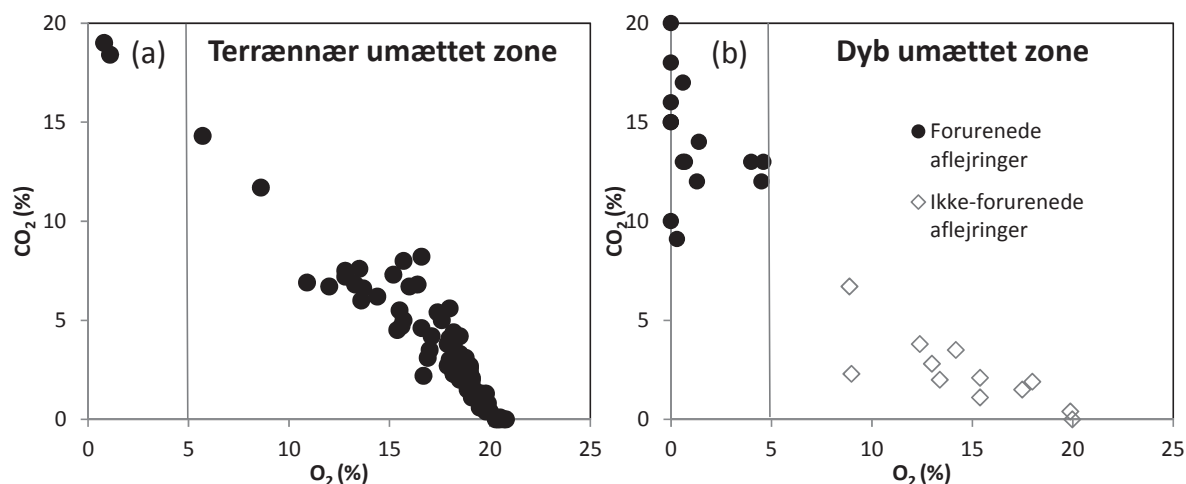
Sandede og homogene umættede aflejringer har typisk høje naturlige iltindhold. I en større feltundersøgelse foretaget af DTU på Flyvestation Værløse blev der målt koncentrationer af ilt og kuldioxid svarende til atmosfæreniveauer i en ca. 3,3 meter dyb og ikke-forurenede umættet zone bestående af smeltevandssand /6/.

Også i dybere sandaflejringer træffes erfaringsmæssigt høje iltindhold i ikke-forurenede jordzoner. I /7/ blev der eksempelvis påvist mere end 15 % O₂ i ca. 17 meters dybde i homogent smeltevandssand. Derimod viste erfaringerne fra det omtalte ErhvervsPhD-studie, at tilstedeværelse af lavpermeable lagdelinger kan forhindre vertikal transport af atmosfærisk ilt til jordforureningen /8/.

I forurenede jord vil naturlig omdannelse af oliestofferne til kuldioxid ved aerob respiration bewirke en tydelig lineær sammenhæng mellem poreluftens indhold af O₂ og CO₂, som illustreret i figur 2. Figur 2a viser resultatet af poreluftmålinger foretaget i terrænnære aflejringer (både forurenede og afskærende zoner) på 3 olieforurenede lokaliteter /9/. Kun en meget lille andel af målingerne (2 ud af 81) viser iltkoncentrationer lavere end 5 % O₂, hvilket er et resultat af den korte afstand til atmosfæren. I olieforurenede jord umiddelbart under bygninger træffes erfaringsmæssigt ligeledes aerobe forhold, såfremt jorden er sandet eller gruset /9/.

I dybtliggende benzin-/olieforurenede jord er muligheden for atmosfærisk geniltning selvsagt ringere, end den er nær terrænoverfladen. Figur 2b viser poreluftmålinger foretaget mellem 5 og 15 meter under terræn på en benzinforurenede lokalitet. I dette datasæt er omkring halvdelen af de målte iltindhold (13 ud af 25) lavere end 5 % O₂, svarende til alle målinger foretaget i - eller indenfor én meter - fra jordforurenede aflejringer.

Forskellen mellem figur 2a og 2b illustrerer, hvordan jordforurening sandsynligvis vil medføre iltbegrænsende forhold når dybden eller geologien hæmmer tilførslen af atmosfærisk ilt (her begge dele), mens der meget ofte vil være overskud af ilt nær terræn. Dette betyder samtidigt, at risikoen for iltbegrænset nedbrydning generelt vil være større ved nedadrettet transport af gasformig eller opløst forurening mod grundvandet end ved gastransport mod overliggende bygninger. Dog vil iltkoncentrationen være lavest i områder med målbar jordforurening, mens tilgængeligheden af ilt typisk vil være højere i jord beliggende længere end 1-2 meter fra jordforurenede områder.



Figur 2. Målinger af ilt og kuldioxid foretaget i poreluftprøver fra (a) terrænnær umættet zone (0,5-1,7 meter under terræn) på tre olieforurenede lokaliteter /9/ og (b) dyb umættet zone (5-15 meter under terræn) på en større benzinforurenede lokalitet /8/.

INDHOLD AF NÆRINGSSALTE I DYBE AFLEJRINGER

Næringsfattige forhold i undergrunden kan begrænse væksten af bakterier og hæmme nedbrydningsprocesserne. Nedbrydning vil ganske vist finde sted uden mikrobiologisk vækst, men på lang sigt kan næringsfattige forhold udsulte jordens biomasse og forhindre effektiv nedbrydning /1/. Desuden viser erfaringer fra laboratoriet, at tilførsel af kvælstof (N) og fosfor (P) til jordprøver næsten altid stimulerer den observerede nedbrydning /10/.

Betydning af N- og P-indhold for kildereduktion vs. biologisk afskæring

Oftest benyttes en C:N:P på 100:10:1 (målt i masser) som en tommelfingerregel for det indhold af makronæringsstoffer, der vil tillade en langtidsholdbar naturlig nedbrydning i olieforurenede jord uden mangel på kvælstof eller fosfor /11/. Forholdet regnes traditionelt ud fra totalindhold af kulbrinter (C), kvælstof (N) og fosfor (P) og anvendes ved vurdering af mulig nedbrydning i forurenede kildeområder /2/.

Ovenstående tommelfingerregel har imidlertid vist sig i visse situationer at give et konservativt bud på det optimale indhold af næringssalte. For eksempel viser erfaringer med bioventilering fra 135 olieforurenede lokaliteter i det amerikanske flyvevåben, at nedbrydning kan finde sted på trods af teoretisk N- og P-begrænsning /12/. Derudover er der i undersøgelser med tilsætning af NPK-gødning til olieforurenede jord ved "land farming" foreslået en optimal C:N:P på 100:1,7:0,125 (målt i masser) /13/. Dette svarer til et forhold imellem N og P på 13-14.

Man skal være opmærksom på, at totalindhold af kvælstof og fosfor ikke nødvendigvis repræsenterer den mængde, der er umiddelbart tilgængelig for bakterierne. Derimod svarer totalkoncentrationer snarere til den pulje, der kan frigives til porevandet (og jordbakterierne) over en længere tidshorisont (mere end 10 år). Under naturlige og ikke-stimulerede forhold er det netop den tidshorisont, der vil være relevant ved vurdering af naturlig kildereduktion eller biologisk afskæring af forureningens spredning i den umættede zone. Derfor er totalindhold af N og P formentlig de mest relevante i forbindelse med nedsivningsberegninger i JAGG 2.0.

Ved vurdering af naturlig nedbrydning under stimulerede eller forcerede forhold (f.eks. bio-ventilering eller forceret udvaskning) kan det være hensigtsmæssigt i stedet at anvende opløste næringssaltkoncentrationer som et mål for den "tilgængelige" pulje, da man her arbejder med en kortere tidshorisont (typisk 3-5 år) /11/. Der findes ingen generelt anvendelig tommelfingerregel for forholdet mellem opløste og totalkoncentrationer af næringssalte. De fleste studier i litteraturen anvender totalindhold frem for "tilgængelige" indhold, da sidstnævnte kan være vanskeligt at definere.

Typiske koncentrationer af kvælstof og fosfor

I tabel 1 findes et sammendrag af totalindhold af kvælstof (N) og fosfor (P) målt i den dybe umættede zone (> 2 meters dybde) på en benzinforurenede lokalitet i det førnævnte ErhvervsPhD-studie /8/.

Generelt var N- og P-koncentrationerne 30-240 % højere i moræneler end i sand, hvilket er i overensstemmelse med et højere indhold af organisk stof i moræneler. I tabel 1 er $N_{tot}:P_{tot}$ betydeligt under 10, og generelt er totalindholdet af fosfor højere end totalindholdet af kvælstof. Det indikerer, at kvælstof i dette eksempel sandsynligvis er det begrænsende næringsstof for biologisk nedbrydning i den dybe umættede zone. Desuden var den opløselige fraktion af kvælstof en faktor 10-20 lavere end totalindholdet, mens den for fosfor var op mod en faktor 100 lavere end totalindholdet /8/. Målinger af N- og P-indhold (opløste og totalindhold) viste ingen tegn på reducerede koncentrationer i de forurenede aflejringer sammenlignet med ikke-forurenede områder.

	Antal	f_{oc} (-)		N_{tot} (mg N/kg TS)		P_{tot} (mg P/kg TS)		$N_{tot}:P_{tot}$ ^{\$}	Potentiel nedbrydning [#] (mg C/kg TS)
		Middel	Std.afv.	Middel	Std.afv.	Middel	Std.afv.		
SAND	17	0,0007	0,0006	10	4,7	279	37	0,036	100
MORÆNELER	45	0,0011	0,0012	20	10	363	88	0,055	200

^{\$}: $N_{tot}:P_{tot} < 10$ indikerer, at kvælstof vil være det begrænsende næringsstof.
[#]: Potentiel N-begrænset nedbrydning af oliestoffer ved antagelse af et behov for kvælstof svarende til C:N = 10. Dvs. potentiel nedbrydning = $10 \times N_{tot}$

Tabel 1. Totalindhold af kvælstof og fosfor i dybtliggende umættede aflejringer målt i et befæstet byområde i Nyborg. Prøverne var kalkholdige (10-30 % $CaCO_3$). Prøveudtagning fra 2-15 m.u.t.

Under antagelse af, at 1 kg kvælstof muliggør nedbrydning af 10 kg kulbrinter (jf. C:N = 100:10 /11/), er der i tabel 2 beregnet potentielle nedbrydningsmængder på ca. 100-200 mg kulbrinter/kg TS. Da olieforureningen fandtes i koncentrationer op mod 5.000 mg/kg TS er det således tydeligt, at der er risiko for N-begrænsning på lang sigt i selve kildeområdet. Dette ses også ud fra en gennemsnitlig C:N:P i de forurenede aflejringer på omkring 100:1,6:31 /14/.

Ved nedsivning igennem en afskærende umættet zone skal volumen af den afskærende zone (på baggrund af ovenstående) således være i størrelsesordenen 25-50 gange større end volumen af den forurenede zone, som spredningen sker ud fra. Denne beregning er selvsagt meget afhængig af, hvilken kritisk C:N der er gældende.

VARIATIONER AF GEOKEMISKE OG JORDFYSISKE PARAMETRE

Dansk geologi er typisk opbygget af lagdelinger beliggende parallelt med terrænoverfladen. Det medfører, at variationen af fysiske og kemiske faktorer i jorden generelt er 2-5 gange større i vertikal retning end i horisontal retning /15/. På danske lokaliteter vil geologisk variabilitet meget ofte have en altdominerende betydning for transport af forurening, ilt og næringssalte på lokalitetsskala.

Geologiske modeller udarbejdes typisk ud fra en visuel bedømmelse af jordprøver udtaget fra traditionelle miljøtekniske borer med boresnegl. Dette er i de fleste sammenhænge en fornuftig og økonomisk rentabel fremgangsmåde. Imidlertid kan det i særligt heterogen geologi være hensigtsmæssigt at supplere de traditionelle borer med én eller flere kerneboringer (f.eks. GeoProbe® eller SonicSampDrill®). Sådanne boreteknikker giver en forbedret prøve kvalitet og øger chancen for at identificere selv centimeter-tynde lagdelinger, der kan have stor betydning for risikovurderingen /16/.

KONKLUSIONER

- Oliestoffer i jordens umættede zone vil generelt blive nedbrudt af naturligt forekommende jordbakterier. På langt de fleste lokaliteter vil mangel på ilt eller næringssalte ikke forhindre målbar naturlig nedbrydning i at finde sted – både som kildereduktion og biologisk afskæring.
- Lavpermeable aflejringer kan reducere tilførslen af atmosfærisk ilt til forurenede aflejringer. Derudover kan nedbrydningsprocesser i dybe aflejringer skabe delvist anaerobe forhold og dermed hæmme den fremtidige nedbrydning.
- I den dybe umættede zone er jordens indhold af fosfor generelt større end indholdet af kvælstof. Det vurderes derfor, at risikoen for N-begrænsning på forurenede lokaliteter er langt større end risikoen for P-begrænsning.
- Med hensyn til naturlig biologisk afskæring er totalindhold af N og P sandsynligvis repræsentative for den pulje af næringssalte, der over en længere tidshorisont kan blive forbrugt ved nedbrydning. Der er dog mangel på viden om den kritiske C:N – dvs. hvornår jordbakteriernes aktivitet på forurenede lokaliteter i praksis vil blive hæmmet af kvælstofmangel samt hvor hurtigt kvælstofpuljen i forurenede jord reduceres.
- Datagrundlaget fra en forurenede lokalitet skal vurderes i forhold til den tredimensionelle geologi. Eksempelvis kan permeable linser af sand eller grus være styrende for fordelingen af ilt og gasformig forurening. Desuden er puljen af tilgængeligt kvælstof også styret af de geologiske forhold. Ved risikovurderinger bør man derfor altid tage jordens lagdeling og heterogenitet i betragtning.

REFERENCER

- /1/ Microbial degradation of petroleum hydrocarbons : an environmental perspective. Atlas. R.M. Microbiological reviews. 45(1):180-209, 1981.
- /2/ Controlling factors for natural attenuation of petroleum vapors in a layered subsurface. Kristensen, A. Ph.d.-afhandling fra Aalborg Universitet, 2010. Er tilgængelig på:

<http://vbn.aau.dk/da/persons/andreas-houlberg-kristensen%286daf9797-2593-4f24-a884-a81e2b8341a9%29.html>

- /3/ Nedbrydning af oliestoffer i den umættede zone. Kristensen, A.H., Loll, P., Henriksen, K., Mortensen, L., og Møldrup, P. Vand & Jord, nr. 1, 2011.
- /4/ Unsaturated zone leaching models for assessing risk to groundwater of contaminated sites. Trolborg, M., Binning, P.J., Nielsen, S., Kjeldsen, P. og Christensen, A.G. Journal of contaminated hydrology. 105:28-37, 2009.
- /5/ Hvad med nedbrydning i JAGG 2.0? Loll, P., Muchitsch, N. og Christensen, A.G. ATV-møde: JAGG med "face lift" og større motor. Schæfergården, Gentofte. 16. juni 2010.
- /6/ Microbial community response to petroleum hydrocarbon contamination in the unsaturated zone at the experimental field site Vaerlose, Denmark. Kaufmann, K., Christophersen, M., Buttler, A., Harms, H., and Höhener, P. Fems Microbiology Ecology 48, 387-399, 2004.
- /7/ Umættet zone – eksempler. Hvad gør man når JAGG ikke slår til? Christensen, A. G. Schæfergården, Gentofte. 26. april 2006.
- /8/ Soil physical constraints on intrinsic biodegradation of petroleum vapors in a layered subsurface. Kristensen, A.H., Henriksen, K., Mortensen, L., Scow, K.M. og Moldrup, P. Vadose Zone Journal 9:137-147, 2010.
- /9/ Rambøll. Upublicerede data fra 2000-2002. Møller, M.G., 2010.
- /10/ BioGel til rensning af olieforurenet jord. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt Nr. 1060, 2006.
- /11/ Oprensning af olie- og benzinforureninger – status for naturlig nedbrydning og biologiske afværgeteknikker med fokus på olie- og benzinforureninger. Loll, P. ATV-møde: Afværgeteknologier – state of the art. Schæfergården, Gentofte. 22. oktober 2008.
- /12/ Cost-Effective Remediation and Closure of Petroleum-Contaminated Sites. Downey, D.C., Hinchey, R.E., og Miller, R.N., Battelle Press, Columbus, Ohio. ISBN 1-57477-071-3, 1999.
- /13/ Leaching aspects of oil sludge biodegradation in soil. Dibble, J.T. og Bartha, R., Soil Science 127, 365-370, 1979.
- /14/ Naturlig nedbrydning i en lagdelt umættet zone. Kristensen, A.H., Mortensen, L., Høj, A.R., Henriksen, K. og Møldrup, P. Vintermøde om jord- og grundvandsforurening, ATV-Jord og Grundvand, Vingsted, 10-11. marts 2009.
- /15/ Variability of soil potential for biodegradation of petroleum hydrocarbons in a heterogeneous subsurface. Kristensen, A.H., Poulsen, T.G., Mortensen, L. og Moldrup, P. 2010. Journal of Hazardous Materials 179:573-580, 2010.
- /16/ Undersøgelse ved brug af kerneboringer. Kristensen, A.H., Mortensen, L., Høj, A.R. og Moldrup, P. Vand & Jord. 15, 84-88, 2008.

BINDING AF KOBBER I EN FORURENET GRUND VED HYGUM BELYST MED SYNKROTRONGENERERET RØNTGENABSORPTIONSSPEKTROSKOPI

Ph.d. studerende Margrethe Thorup Nielsen
Lektor Søren Munch Kristiansen
Geologisk Institut, Aarhus Universitet

Seniorforsker Janeck J. Scott-Fordsmand
Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Sammenhænge mellem meget lave koncentrationer af metaller i jord og økotoksikologiske effekter har hidtil været baseret på indirekte mål af biologisk tilgængelighed for eksempel gennem ekstraktionsforsøg. Imidlertid er det de seneste år blandt andet ved hjælp af røngten absorptionsspektroskopi (XAS) blevet muligt at bestemme koordination og afstande mellem et metal og dets naboatomer direkte, og derved bestemme den faktiske speciering af metallet. Med synkrotrongenereret XAS kan specieringen bestemmes selv for meget små koncentrationer af et grundstof. Apparaturet til synkrotrongenererede undersøgelser findes fortsat kun i udlandet, hvorfor XAS hidtil kun har været anvendt i begrænset omfang i danske jord- og vandforureningsstudier.

I denne artikel gennemgås hvordan kombinationen af nyere mineralogiske metoder, som XAS, og klassiske laboratorieundersøgelser benyttes i et ph.d.-projekt til undersøgelsen af en kobberforurenet grund ved Hygum. De foreløbige resultater fra projektet viser ingen sammenhænge mellem bindingen og biotilgængeligheden af kobber i jorden.

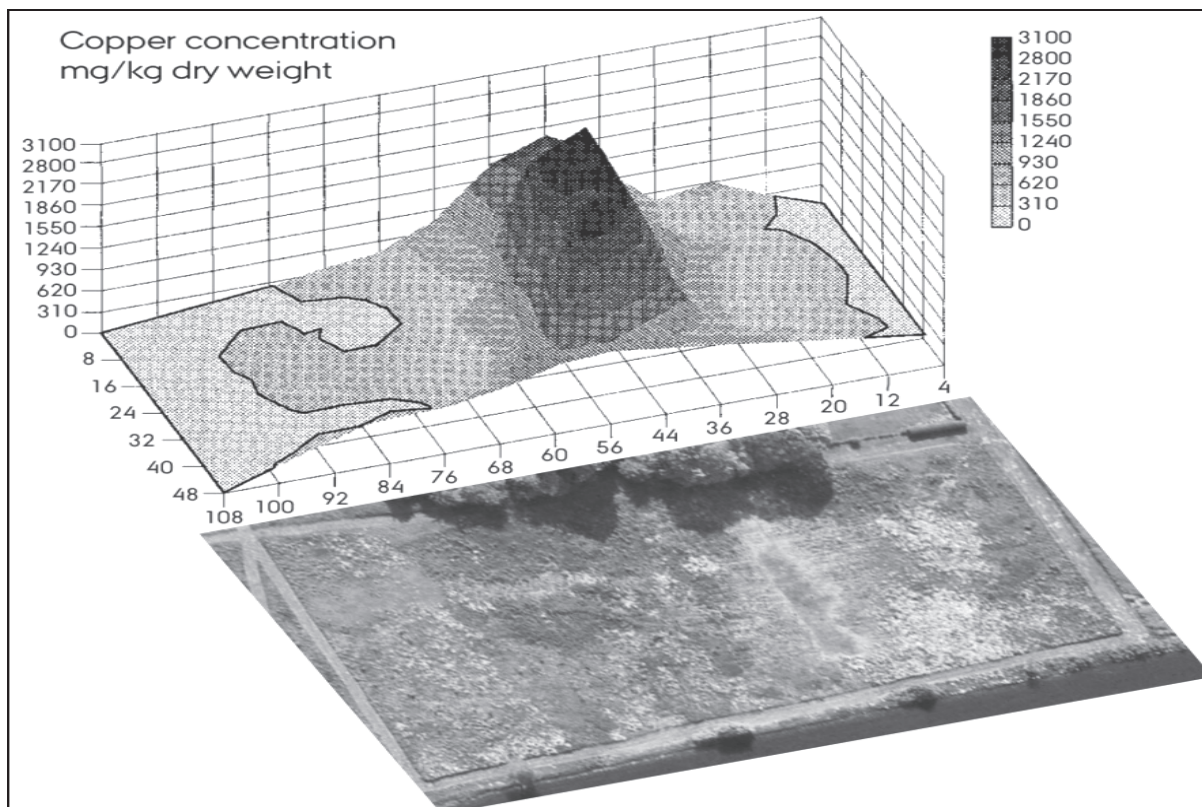
INDLEDNING

Kobber er som næringsstof essentielt for planter og dyr, men i for høje koncentrationer bliver det giftigt og kan forringe biodiversiteten i et forurenet område væsentligt. Jordkvalitetskriteriet for kobber er 500 mg Cu/kg jord, men selv for koncentrationer under dette niveau, er der beskrevet negative effekter på planter. Kobber i det terrestriske miljø optræder på oxidations-trinnene I og II, dog vil Cu(I) kun være stabilt under kraftigt reducerende forhold. Dette efterlader Cu(II) i aerobe jorde. Kobber er et af de mindst mobile tungmetaller i jord, idet det villigt sorberes af organisk materiale, metaloxider og ler, dette reflekteres i sammenhængen med pH og CEC. Desuden kan kobber udfælde som oxider, hydroxider og karbonater under aerobe forhold, hvis koncentrationen er tilstrækkeligt høj (Kjeldsen & Christensen, 1996).

XAS er den eneste metode, der i dag giver direkte information om koordinationen af et grundstof. Metoden kan benyttes direkte på mange slags prøver, faste faser, gasser, opløste forbindelser og blandinger af disse. Ved at vælge hvilken bølgelængde, man bestråler en prøve med, bestemmer man, hvilket grundstof absorptionen sker for. Med synkrotronstråling som lyskilde kan man opnå information for metaller, der forekommer i koncentrationer ned til få ppm (mg/kg prøve).

LOKALITET

En mark ved Hygum nær Vejle viser en stejl gradient mht. kobber i jorden, fra ca. 25 til 4000 mg Cu/kg tør jord indenfor 100 m, se figur 1. Dette skyldes, at der for ca. 80 år siden blev imprægneret træ med kobbersulfat (CuSO_4) på stedet. I mange år derefter blev marken dyrket som almindelig landbrugsjord. Man erfarede dog, at der ikke kunne gro noget centralt i marken. Da man i 1980'erne fandt ud af, at dette skyldtes kobberforureningen, blev marken udlejet til Danmarks Miljøundersøgelser i forskningsøjemed, og marken har siden ligget brak. I dag lider vegetationen og de jordlevende organismer stadig under forureningen. Der er fortsat kun meget sparsom vegetation i den del af marken, der har den højeste kobberkoncentration (Strandberg et al., 2006).



Figur 1. Fordeling af kobberkoncentrationen på marken ved Hygum. Modificeret fra Scott-Fordsmand et al., 2000 og www.krak.dk.

FORMÅL

På Hygumlokaliteten ses tydelige økotoxikologiske effekter af kobberforureningen. Graden af vegetationsdække og -diversitet er her en indikator for biotilgængeligheden af kobberet. Den største økologiske effekt ses, hvor koncentrationen af kobber er størst, altså er biotilgængeligheden også størst her. Biotilgængelighed måles normalt gennem langvarige biologiske laboratorieforsøg. Vi ønskede at benytte denne lokalitet til en nærmere undersøgelse af hvilke faktorer, der bestemmer biotilgængeligheden af kobberet i jord, for med denne viden muligvis at undgå eller begrænse brugen af de dyre biologiske forsøg i fremtiden. Den gængse sammenhæng er, at koncentrationen af frit kobber i jordvæsken er bestemmende for biotilgængeligheden (f.eks. Kjeldsen & Christensen, 2006), men andre medvirkende faktorer kan være specieringen, bindingen til jorden eller den samlede aktivitet af kobberet.

For at få et generelt billede af forholdene i marken undersøgte først de almindelige jordkemiske og -fysiske parametre. For at bestemme specieringen af kobberet blev jordprøver med forskellige kobberkoncentrationer derefter analyseret med XAS. Disse resultater vil senere blive sammenlignet med resultater fra forskellige udtrækninger af kobberet fra de samme jordprøver.

ANALYSEMETODE

De jordkemiske og -fysiske analyser blev udført rutinemæssigt ved Geologisk Institut, Aarhus Universitet (GI). XAS-analyser blev foretaget ved beamline X1 ved Hasylab, DESY, Hamborg. Med XAS-teknikken kan oxidationstrin og nærmeste naboatomer bestemmes direkte. Metoden er ikke-destruktiv, og den kræver et minimum af prøveforberedelse, hvilket gør, at mange fejlkilder som kendes fra almindelige specieringsforsøg (ekstraktioner) elimineres. De undersøgte jordprøver fra Hygumlokaliteten var tørrede og nedknuste. Kobberstandarder til analyserne blev indkøbt, bortset fra enkelte som blev fremstillet ved GI. XAS-data blev efterfølgende behandlet i programmerne Athena og SixPack, bygget på IFEFFIT-pakken (Neville, 2001).

RESULTATER

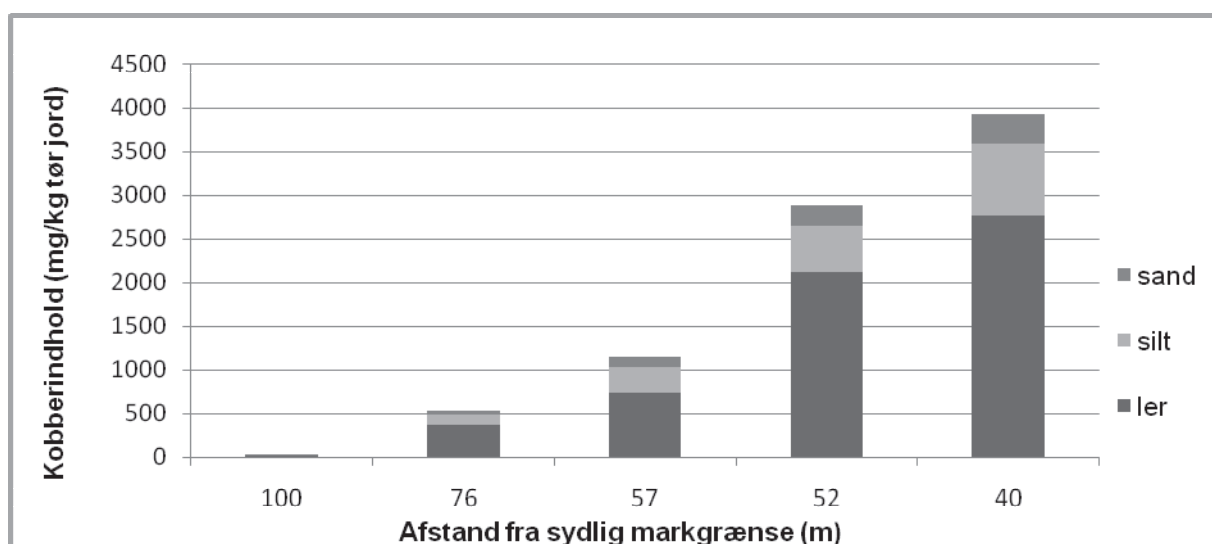
Resultater, der angives i dette afsnit, er alle foreløbige, da ph.d.-projektet først for nylig er startet. De gængse jordkemiske og -fysiske parametre fra Hygum-jorden viser et forøget kobberniveau, der følges af forhøjet indhold af organisk materiale. Derimod er der ingen systematiske variationer i hverken pH, CEC eller lermineralogien, se tabel 1. De foreløbige XAS-analyser viser ligeledes ingen tegn på forskel i bindingen af kobber for jordprøver ved de forskellige kobberkoncentrationer. Alle prøverne giver spektre, der er så godt som ens, og spektrene viser, at kobber sandsynligvis forekommer som Cu(II) med oxygen som nærmeste nabo uanset koncentrationen af kobberforureningen.

Afstand fra sydlig markgrænse	100 m	76 m	57 m	52 m	40 m
Cu (mg/kg tør jord) (ICP-MS)	25	525	1160	2880	3920
Organisk C (%) (tør forbrænding)	2,9	3,1	3,2	3,3	3,9
Organisk materiale i jorden (%)	5,0	5,4	5,5	5,7	6,8
pH (KCl)	5,12	5,29	5,10	5,12	5,27
pH (H ₂ O)	5,93	6,04	6,02	6,01	6,03
N (vægt %)	0,25	0,26	0,26	0,26	0,31
CEC _{total} (milliækvivalenter/100g)	6,89	9,87	9,39	8,01	7,96
P (vægt %) (ICP-MS)	0,10	0,11	0,12	0,12	0,13
Afstand fra sydlig markgrænse	100 m	76 m	57 m	52 m	40 m
Tekstur					
Sand 250 - 2000 µm	32,0	27,1	30,2	27,9	31,8
Finsand 20 - 250 µm	40,5	38,1	35,3	40,3	35,3
Silt 2 - 20 µm	20,1	25,1	25,1	22,8	23,8
Ler < 2 µm	7,2	9,7	9,3	9,0	9,0
Ler mineralogi (vha. røntgen-diffraktion (XRD))	Illit, kaolinit, chlorit, vermiculit				

Tabel 1: Parametre for 5 jordprøver i en gradient fra ingen til maksimal kobberforurening på marken ved Hygum.

DISKUSSION

Biotilgængeligheden og dermed giftigheden af kobberet i jordprøverne fra Hygum er i andre undersøgelser vist at hænge sammen med kobberkoncentrationen (Scott-Fordsmand et al., 2000). Figur 2 viser kobberindholdet i de fem prøver inddelt efter hvor meget, der forekommer i hver størrelsesfraktion af jorden. Kobbers fordeling mellem sand-, silt- og lerfraktionerne er forholdsvis konstant med den største del bundet i lerfraktionen, uanset hvad det samlede indhold af kobber er i jordprøven. Der ses således ikke umiddelbart nogen sammenhæng mellem hvilken størrelsesfraktion kobberet forekommer i og biotilgængeligheden. Ligeledes ses der ingen systematisk variation i pH eller CEC for de fem jordprøver med forskellige kobberkoncentrationer (tabel 1). Dermed kan der ikke ud fra data indsamlet hidtil i dette studie peges på en korrelation mellem pH, CEC og giftigheden af kobberet.



Figur 2: Fordelingen af hver prøves kobberindhold mellem de tre størrelsesfraktioner; sand, silt og ler i en gradient fra ingen til maksimal kobberforurening på marken ved Hygum

Resultaterne fra XAS-analyserne indikerer, at kobberet i de fem jordprøver fra Hygum forekommer på oxidationstrin II med oxygen som nærmeste nabo. Dette tyder på at kobberet er ikke-specifikt bundet. I tilsvarende studier er kobber i forurenede jord ligeledes fundet på oxidationstrin II og med oxygen som nærmeste nabo, desuden er det her vist, at kobber hovedsageligt er bundet til det organiske materiale i jorden (Karlsson, 2006; Strawn & Baker, 2009). Dette er altså sandsynligvis også tilfældet i Hygum jorden.

KONKLUSION

De hidtidige data i dette studie af Hygum lokaliteten kan ikke forklare variationen i biotilgængeligheden af kobber. XAS har dog vist sig nyttig til bestemmelse af oxidationstrin og binding af metaller i jordprøver. Dette kan fremadrettet bruges i andre forurenings sammenhænge, hvor man er interesseret i at bestemme bindingen af et forurenende stof direkte.

LITTERATURHENVISNINGER

- Karlsson T, Persson P, Skjellberg U, 2006. Complexation of copper(II) in organic soils and in dissolved organic matter - EXAFS evidence for chelate ring structures. *Environmental science & technology* 40:2623-2628
- Kjeldsen P, Christensen TH, 1996. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr. 20. Miljø- og Energiministeriet.
- Newville MJ, 2001. *Synchrotron Radiation* 8: 322-324.
- Scott-Fordsmand JJ, Krogh PH, Weeks JM, 2000. Responses of *Folsomia Fimetaria* (Collembola: Isotomidae) To Copper Under Different Soil Copper Contamination Histories in Relation To Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19:1297.
- Strandberg B, Axelsen J, Pedersen MB, Jensen J, Attrill MJ, 2006. Effect of a copper gradient on plant community structure. *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*. 25:743-753
- Strawn DG, Baker LL, 2009. Molecular characterization of copper in soils using X-ray absorption spectroscopy. *Environmental pollution* 157: 2813-2821.

FRA PORELUFT TIL INDEKLIMA MED RADON SOM SPORGAS

Diplomingeniør Katrine Oest
Lektor, geolog Inga Sørensen
VIA University College Horsens

Diplomingeniør Jesper Bruun Petersen
NIRAS A/S

ATV JORD OG GRUNDVAND

Vintermøde om jord- og grundvandsforurening
Vingstedcentret

8. – 9. marts 2011

RESUMÉ

Der er i efteråret 2010 udført forsøg på en lokalitet i Århus med henblik på at opnå større indsigt i poreluftens transport til indeklimaet. I forsøget er den naturligt forekommende radioaktive gas radon benyttet som sporgas. Projektet vurderer at, variationer i indeklimaets radonkoncentration, primært er afhængig af vind- og ventilationspåvirkninger af differens-trykket mellem ude- og indeklima.

Projektet er udført som et afgangsprøve på bygningsingeniøruddannelsen ved VIA University College Horsens og er udført i samarbejde med NIRAS A/S.

INDLEDNING

Poreluften transporteres diffusivt og konvektivt fra jorden ind i indeklimaet, hvor den konvektive transport ofte vurderes at medføre det største bidrag. Den konvektive poreluftindtrængning sker gennem utætheder i konstruktionen; revner og sprækker, utætte rørgennemføringer og vandlåse samt strømning gennem porøse bygningsmaterialer, som følge af et indendørs relativt undertryk skabt af vind- og temperaturpåvirkninger.

Transporten af poreluften er imidlertid påvirket af mange faktorer. Nærværende projekt forsøger at belyse forskellige faktoreres betydning for mængden af indtrængende poreluft, og stræber efter at opnå større viden om og indsigt i de drivkræfter, der driver poreluft fra jord til indeklima.

Den naturligt forekommende radioaktive gas radon trænger ind sammen med poreluften til indeklimaet, og derfor kan radonmålinger benyttes som indikator for poreluftens indtrængning /1/. Idet radon og flygtige forureninger har ens transportveje, kan denne viden om radons indtrængning give øget indsigt i flygtige stoffers transport fra jord til indeklima.

Ædelgassen radon er i projektet benyttet som sporgas for poreluftens indtrængning. Radon er naturligt forekommende, og findes i alle jord- og bjergarter. I moræneler er poreluftkoncentrationen af radon normalt 1.000 til 10.000 gange højere end udeluftens koncentration /2/. Derfor kan selv en meget lille indtrængning af poreluft til indeklimaet have stor betydning for den indendørs radonkoncentration.

Ingeniør Jesper Bruun Petersen fra NIRAS A/S har været tilknyttet projektet som hovedvejleder. Vejleder på VIA University College Horsens har været lektor og geolog Inga Sørensen.

PROJEKTETS FORMÅL

Projektet ønsker at bidrage til en større viden om og indsigt i de drivkræfter, der driver poreluft fra jord til indeklima, samt de faktorer der påvirker denne transport. Der vil her blive lagt vægt meteorologiske (vind, temperaturer, atmosfærisk tryk, nedbør) og geologiske faktorer (jordforholdende under lokaliteten) samt grundvandsspejlets betydning.

Den radioaktive naturligt forekommende gas radon har været benyttet som sporgas for poreluftens indtrængning ved en række feltmålinger. De konstruktionsmæssige betingelser for porelufttransport til indeklimaet specifik for lokaliteten samt områdets geologi er bestemt gennem en byggeteknisk gennemgang af enfamiliehuset på forsøgslokaliteten samt en overordnet geologisk vurdering.

Tolkningen af resultaterne fra de udførte målinger er sammenholdt med tidligere erfaringer med henblik på at opnå en større forståelse af forskellige faktorerers betydning for porelufttransporten.

PROJEKTETS UDFØRELSE

Der er i oktober-november 2010 gennemført målinger på et beboet enfamilieshus beliggende i Århus.

Forsøgets primære radonmålinger blev foretaget af to RAD7-radonmålere opstillet i lokalitetens kælder. Ved en gennemboring af terrændækket logges radonkoncentrationen i luften under gulv kontinuerligt af det ene instrument, mens det andet samtidig logger den indendørs radonkoncentration. Afkast fra måling under gulv føres udenfor. Radonmålingerne er foretaget over to måleperioder.

Ved undersøgelsen er følgende parametre kontinuerligt logget:

- Radonkoncentrationen under gulv og i indeklime
- Barometertryk
- Nedbør
- Vindhastighed
- Vindretning
- Ude- og indetemperatur
- Grundvandsspejlets beliggenhed og temperatur

Til måling af de meteorologiske faktorer er benyttet en Techno-Line WS-2305 vejstation opstillet på forsøgslokaliteten, mens grundvandsspejlet placering og temperatur er logget af diverse fra Schlumberger Water Services.

Ved en håndboring på lokaliteten fandtes en fed moræneler med varierende vandindhold til boringens slutning i 2,9 m u.t., hvorfor jordens gaspermeabilitet må vurderes til at være varierende og afhængig af sprækkedannelse og geologiske vinduer som fx ledningstracéer. Et vandførende lag mødtes i ca. 2 m u.t., hvilket vurderes at være et spændt sekundært grundvandsmagasin omgivet af det fede moræneler. Ved projektets afslutning fandtes placeringen af grundvandsspejlet i ca. 0,9 m u.t.

Enfamilieshuset er opført i 1960 og tilbygget i 1968 og har siden opførelsen udelukkende været benyttet til beboelse. Huset er opført i flere plan med delvis kælder, krybekælder og terrændæk. Huset har ingen kapillarbrydende lag og ingen umiddelbare skader.

Hverken husets terrændæk eller etageadskillelser vurderes dog tætte, hvorfor der kan trænge poreluft ind til indeklimaet gennem revner og sprækker samt rørgennemføringer, hvorefter luften kan transporteres og fordeles videre i huset. Åbne døre og trappeskakter vil endvidere bidrage til at den indtrængende luft vil kunne fordeles i huset. Der er stor forskel på rummenes ventilationsforhold samt anvendelsesmønstre, hvilket kan påvirke rummenes luftskifte kraftigt.

I indeklimaet blev der desuden målt radonkoncentrationer med 5 stk. Ramon 2.2-radonmålere, placeret på udvalgte steder i huset.

RESULTATER

Radonniveauet i poreluften er bestemt af flere geologiske faktorer, der alle medvirker til en større eller mindre mætning af poreluften med radon. Ved en høj radonkoncentration i poreluften vil poreluftindtrængningen medvirke til en højere indendørs radonkoncentration end ved en lavere mætning. Ligeledes er der en række faktorer, der er bestemmende for det indendørs radonniveau.

Faktorer bestemmende for det indendørs radonniveau er:

- Poreluftens radonkoncentration
- Poreluftens transportvej
- Poreluftens drivkræfter for transport til indeklimaet
- Bygningens luftskifte

Disse faktorer er bestemt af både tidslige og stedlige variable.

Radon indtrænger fra undergrunden til indeklimaet ved diffusion gennem terrændæk og som nævnt hovedsagligt ved trykstyret konvektion/advektion via sprækker og revner i terrændækket, rørgennemføringer og andre utætheder (fx utætte vandlåse).

Radons diffusive egenskaber er konstante, hvorfor bidraget af radon til indeklima foruden koncentrationsforskelle kun er styret af terrændækkets opbygning og andre forhold på lokaliteten.

På grund af opdrift af varm luft i bygningen, temperaturforskelle på ude- og indeluft og vindpåvirkninger skabes et relativt undertryk i indeklimaet i forhold til pore-/udeluften. Denne opdrift kaldes for skorstenseffekt. Kraften af skorstenseffekten er afhængig af temperaturforskelle og højden på bygningen, som fungerer som "skorsten". Opdriften giver anledning til at ude- og poreluft suges ind gennem utætheder i konstruktionen. Revner i terrændæk, utætte rørgennemføringer og lign. kan især være årsag til en forhøjet indtrængning og dermed en højere radonkoncentration. Kælderetager med en stor overflade mod jorden kan være særligt udsatte.

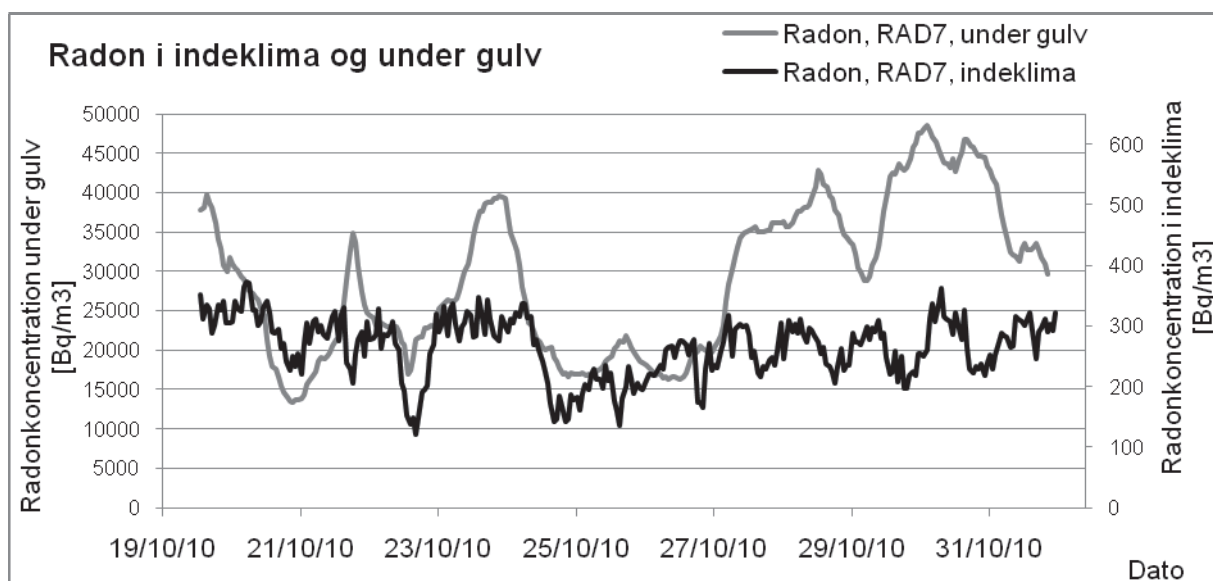
Radonkoncentrationer

Der er varierende sammenhørighed mellem koncentrationen i indeklimaet og koncentrationen under gulv i begge målerunder. Den indendørs radonkoncentration følger tilnærmelsesvist en døgnrytme med lokale maksimale radonkoncentrationer om morgenen og lavere koncentrationer om eftermiddagen/tidlig aften. Der er flere situationer, hvor radonkoncentrationen i indeklimaet og radonkoncentrationen under gulv ikke korrelerer. Koncentrationen under gulv er derfor ikke eneste faktor af betydning for koncentrationen i indeklimaet. Andre parametre som eksempelvis udluftning og tidslige variationer i trykdifferens må ligeledes have en stor betydning.

Som nævnt er der i flere perioder en ringe sammenhæng mellem den indendørs radonkoncentration og koncentrationen under gulv. Det vurderes at variationer i mængden af indtrængende poreluft giver anledning til koncentrationsvariationer i indeklimaet. Hvis der eksempelvis ikke registreres en øget koncentration under gulvet, men en stigende koncentration i indeklima, må en øget indtrængning have forårsaget denne stigning i indeklimakoncentrationen.

En række forskellige faktorer kan dog være årsag til den ringe korrelation, eksempelvis varierende ventilation af indeklimaet (skiftende udluftningsmønstre).

Radonkoncentrationerne i både indeklimaet og under gulv er markant højere i første måleperiode end i anden måleperiode. Koncentrationen under gulv er næsten dobbelt så høj i første måleperiode i forhold til anden måleperiode. Denne forskel kan skyldes flere forskellige faktorer og understreger også den store tidslige variation og derved usikkerhed i radonmålinger over korte perioder.



igur 1: Radonkoncentrationer målt under kældergulv og i indeklimaet i kælderen

Temperaturforskel og radonkoncentration

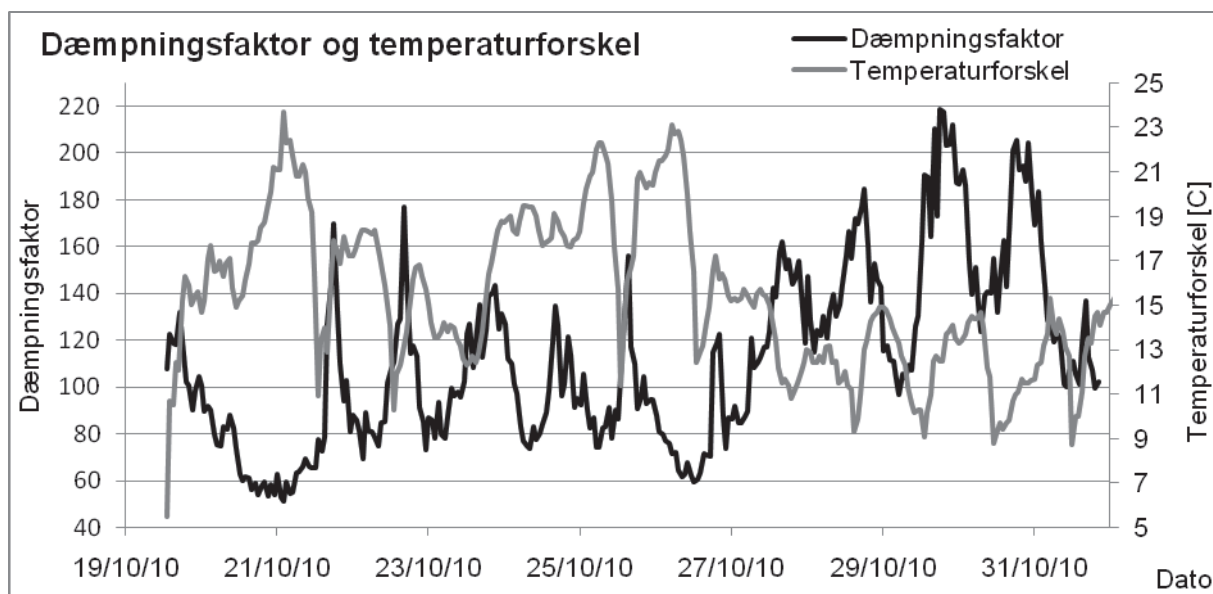
Ved måling af indeklimakoncentrationen ses flere perioder, hvor der er stor sammenhørighed mellem en øget temperaturforskel (inde-ude) og et øget radonniveau. Desuden følger temperaturforskellen tilnærmelsesvist en døgnrytme med den største temperaturforskel om natten (med den køligere udeluft). Der ses en vis forsinkelse i de forhøjede indendørs radonkoncentrationer i forhold til de lokale maksimumsmålinger af temperaturforskellen. Døgnvariationerne i temperaturforskellen mellem inde- og udeluft følger tilnærmelsesvist den samme rytme som variationerne i radonkoncentrationen i indeklimaet.

En større temperaturforskel (inde-ude) vil skabe et større relativt indendørs undertryk, hvorfor transporten af radon til indeklimaet vil stige. Temperaturforskellen mellem ude- og indeluft influerer derved på trykdiffarensens størrelse.

Dæmpningsfaktoren for en gulvkonstruktion er et udtryk for forholdet mellem eksempelvis radonkoncentrationen under gulv og i indeklimaet. Ved en højere dæmpningsfaktor transporteres mindre radon til indeklimaet end ved en lavere faktor. En vurdering af dæmpningsfaktoren ønskes her benyttet som et udtryk for flow af radon til indeklimaet.

Nedenstående tabel viser tydeligt en sammenhæng mellem dæmpningsfaktoren og temperaturforskellen. Ved en højere temperaturforskel ses en lavere dæmpningsfaktor, hvorfor der må være en øget transport af radon til indeklimaet. Der er dog en vis reaktionstid, før den øgede transport sker.

Denne sammenhæng bekræfter, at temperaturforskellen øger indflydelse på undertrykket, der driver poreluft til indeklimaet.



Figur 2: Dæmpningsfaktoren og temperaturforskellen på ude- og indeluft

Fordeling i huset

Radon trænger, som tidligere nævnt, ind gennem forskellige utætheder i bygningens terrændæk og fordeles derefter videre rundt i huset (plate-out). Radonindholdet i indeklimaet fortyndes ved mekanisk eller beboerstyret udluftning. Derfor kan placering og anvendelse af rummet have stor betydning for det indendørs radonniveau.

Den højeste radonkoncentration findes ofte i en kælder, hvor radon trænger ind gennem både gulv og vægge. Desuden er udluftningen også lavere end eksempelvis i et køkken. Krybekældre og bygninger uden kældre kan også have højere koncentrationer pga. den direkte forbindelse til radons indtrængningspunkter.

I lokaler med underliggende kælder vil niveauet typisk være lavere. Samtidig vil niveauet i en stue placeret i stueetagen uden kælder ofte være højere end niveauet på 1. sal, hvor soveværelser som regel placeres /3/.

Luftskiftet i de enkelte rum er meget betydende for det indendørs radonniveau, hvorfor beboervaner og anvendelsesmønstre har indflydelse på fortyndingen af radonkoncentrationen. Således vil et soveværelse med hyppig udluftning have en lavere koncentration end et kælderrum.

Målingerne af indeklimakoncentrationer i de forskellige rum foretaget i forbindelse med dette projekt stemmer godt overens med de forventelige resultater /3/.

KONKLUSION

Kontinuerlig logning af variationer i radonkoncentrationen, meteorologiske faktorer samt grundvandstandens placering vurderes at være en god metode til at vurdere korttidsvariationer i radons indtrængning til indeklimaet. Dog kan behovet for flere sideløbende målinger (og derved mere udstyr) komplicere og fordyre udførelsen af måleforsøg.

Variationer i temperaturforskellen, vindhastighed og vindretning har en god sammenhørighed med indeklimakoncentrationen. En øget temperaturforskel øger trykdifferensen, hvorfor der sker en øget transport af radon til indeklimaet og koncentrationen vil stige. Højere vindhastigheder og bestemte vindretninger kan øge luftskiftet i bygningen og nedsætte radonkoncentrationen, ligesom vinden kan skabe forøget undertryk i indeklimaet og derved forøget indtrængning af poreluft til boligen. Disse faktorer vurderes som de mest betydningsfulde meteorologiske forhold for indeklimaets radonkoncentration.

Dette projekt fremhæver differenstrykket som den primære drivkraft bag transport af poreluft til indeklimaet. Vindpåvirkninger og ventilation vurderes som primære årsager til variationer i den indendørs radonkoncentration.

Perspektivering

Ved indånding af radon vil dens henfaldsprodukter, de såkaldte radondøtre, binde sig til slimhinderne i lungerne og vil ved yderligere henfald beskadige cellerne i lungevævet. Denne beskadigelse af lungevævet kan derefter udvikle sig til kræft.

WHO anslår, at 9 % af alle lungekræftsdødfald skyldes radon ved en gennemsnitlig koncentration på 59 Bq/m^3 /4/. Den gennemsnitlige indendørs radonkoncentration i danske enfamiliehuse vurderes at være 77 Bq/m^3 /3/. Oplysningskampagner i Danmark om radons sundhedsskadelighed vurderes derfor nødvendige for at opnå en samfundssundhedsmæssig påvirkning i fremtiden.

Erhvervs- og Boligstyrelsen har skærpet kravet i bygningsreglementet for den indendørs radonkoncentration efter anbefalinger fra WHO /4/. Nyopførte huse må maksimalt have en koncentration på 100 Bq/m^3 . I eksisterende byggeri skal der iværksættes såkaldte enkle og billige forbedringer, hvis niveauet er mellem $100\text{--}200 \text{ Bq/m}^3$, mens der i huse med en radonkoncentration over 200 Bq/m^3 skal iværksættes mere effektive forbedringer /5/.

Under måleforsøgene blev der registreret radonkoncentrationer i indeklimaet op til 404 Bq/m^3 . Efter forsøgets afslutning er den passive ventilation i huset samt i krybekælderen forsøgt øget og der vil blive foretaget opfølgende radonmålinger for at påvise en eventuel sænkning af niveauet.

Det er påvist ved dette projekt, at koncentrationen af radon under gulv ikke er entydigt indikerende for koncentrationen i indeklimaet. Dette understøtter vigtigheden i at lave indeklimate målinger såvel som poreluftmålinger ved forureningsundersøgelser for flygtige organiske stoffer.

UDVALGTE REFERENCER

- /1/ Poreluftprojektet – Styrende parametre for tidslige variationer af indholdet af klorede opløsningsmidler i sand- og lerjorde, hovedrapport; Jørgensen et al., Cowi, Mortensen, Eurofins og Hans Skou, Fyns Amt; Miljøstyrelsen; 2006; Miljøprojekt nr. 1094
- /2/ Truslen mod indeklimaet fra jordforureninger; 3. maj 2001; Schæffergaarden, ATV Jord og Grundvand
- /3/ Radon i danske boliger, Kortlægning af lands-, amts- og kommuneværdier; Claus E. Andersen et al.; januar 2001; Sundhedsstyrelsen,
- /4/ WHO Handbook on indoor radon, a public health perspective, Hajo Zeeb et al.; 2009; World Health Organisation
- /5/ Erhvervs- og Boligstyrelsens hjemmeside om radon; www.ebst.dk/radon1
- /6/ Fra poreluft til indeklima – med radon som sporgas, afgangsprøjet på bygningsingeniøruddannelsen; Katrine Oest; 2011; VIA University College Horsens

